MODELLUNTERSUCHUNGEN ZUR STRUKTURELLEN UND ÖKOTOXIKOLOGISCHEN BELASTUNG VON REGENWÜRMERN IN WEINBERGEN MITTELEUROPAS (OLIGOCHAETA : LUMBRICIDAE)

Inaugural-Dissertation
zur
Erlangung der Doktorwürde
der
Hohen Mathem.-Naturw. Fakultät
der
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität
zu
BONN

vorgelegt von

JÜRGEN CHRISTIAN KÜHLE
aus
DÜSSELDORF

BONN 1986

MODELLUNTERSUCHUNGEN ZUR STRUKTURELLEN UND ÖKOTOXIKOLOGISCHEN BELASTUNG VON REGENWÜRMERN IN WEINBERGEN MITTELEUROPAS (OLIGOCHAETA : LUMBRICIDAE)

Inaugural-Dissertation
zur
Erlangung der Doktorwürde
der
Hohen Mathem.-Naturw. Fakultät
der
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität
zu
BONN

vorgelegt von

JÜRGEN CHRISTIAN KÜHLE

aus

DÜSSELDORF

BONN 1986

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. Gerhard Kneitz
2. Referent: Prof. Dr. Werner J. Kloft

Tag der mündlichen Prüfung: 18.06.1986

Druck: Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

I N H A L T S V E R Z E I C H N I S

		Seite
	Vorwort	1
1.	Einleitung	5
2.	Die Bedeutung der Regenwürmer im Ökosystem	9
2.1.	Allgemeines	9
2.2.	Die Funktionen und Leistungen der Regenwürmer im Ökosystem	10
2.2.1.	Die mechanische Durchmischung des Erdreichs	10
2.2.2.	Die Ausbildung und Bedeutung der Gangsysteme	11
2.2.3.	Die mechanische Zerkleinerung des Bestandesabfalls	13
2.2.4.	Die vertikale Translokation von Bestandesabfall	13
2.2.5.	Chemische Veränderungen des Bestandesabfalls	14
2.2.6.	Die mechanische Zerkleinerung von mineralischen Bodenpartikeln	15
2.2.7.	Die Bildung organo-mineralischer Komplexe	15
2.2.8.	Die Beeinflussung von Bodenorganismen	16
2.2.8.1.	Die Beeinflussung von Mikroorganismen	16
2.2.8.2.	Die Beeinflussung von koprophagen Bodentieren	17
2.2.8.3.	Die Beeinflussung der Bodentierwelt durch die Drilosphäre	17
2.2.8.4.	Die Beeinflussung von Prädatoren durch Regenwürmer	18
2.2.8.5.	Die Beeinflussung von Parasiten durch Regenwürmer	18
2.2.8.6.	Die Beeinflussung von Schadorganismen durch Regenwürmer	19
2.2.8.7.	Die Beeinflussung der Keimfähigkeit von Samen	19
2.3.	Das Vorkommen der Regenwürmer in den mitteleuropäischen Ökosystemen	21
2.3.1.	Biogeographische Aspekte zum Vorkommen der Regenwürmer	21
2.3.2.	Das Vorkommen und die Bedeutung der Regenwürmer in verschiedenen Ökosystemen Mitteleuropas	23
2.4.	Die Charakteristika des Weinbergökosystems	33
2.4.1.	Anbaugebiete	34
2.4.2.	Klima	41
2.4.3.	Böden	47
2.4.4.	Anbaustrukturen und Erziehungsformen	51

2.4.5. Eine Charakterisierung des Weinbergökosystems unter Berücksichtigung seiner Stellung im landschaftsstrukturellen Gefüge der Weinanbaugebiete..... 53

3. Methoden zur qualitativen und quantitativen Erfassung der Regenwurmfauna..... 57
3.1. Allgemeine Übersicht..... 57
3.2. Beschreibung der eingesetzten Erfassungsmethoden..... 58

4. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete..... 59
4.1. Ahr (Marienthal)..... 59
4.2. Mosel (Bernkastel-Kues/Brauneberg)..... 64
4.3. Mittelrhein (Oberdollendorf)..... 68
4.4. Rheinhessen (Mettenheim)..... 70
4.5. Rheinpfalz (Zellertal)..... 72
4.6. Rheingau (Aßmannshausen)..... 77
4.7. Rheingau (Eltville)..... 78
4.8. Unterfranken..... 90

5. Ergebnisse..... 101
5.1. Qualitative Aspekte zum Vorkommen der Regenwürmer in den untersuchten Weinbergen..... 101
5.1.1. Artenspektrum und Artenverteilung..... 101
5.1.2. Die biogeographische Zuordnung der Arten..... 108
5.1.3. Ökologische Kategorien und Nischenverhältnisse..... 109
5.1.4. Die Charakterisierung des Artenspektrums gemäß ihrer optimalen standortbedingten Milieufaktoren sowie ihrer ökologischen Valenz..... 114

5.2. Quantitative Untersuchungsergebnisse der einzelnen Lumbricidenpopulationen..... 125
5.2.1. Quantitative Ergebnisse der unterfränkischen Versuchsflächen. 128
5.2.1.1. Thüngersheim..... 128
5.2.1.2. Randersacker..... 130
5.2.1.3. Güntersleben..... 132
5.2.1.4. Untereisenheim..... 134
5.2.2. Quantitative Ergebnisse aus anderen Weinanbaugebieten..... 136

5.2.2.1. Mosel (Bernkastel-Kues/Brauneberg)..... 136
5.2.2.2. Ahr (Marienthal)..... 138
5.2.2.3. Mittelrhein (Oberdollendorf)..... 139
5.2.2.4. Pfalz (Zellertal)..... 140
5.2.3. Quantitative Ergebnisse des Untersuchungsgebietes Eltville... 142
5.2.3.1. Artenspektrum, Abundanz und Biomasse in den Weinbergsböden... 145
5.2.3.2. Dominanzverhältnisse in den Weinbergsböden..... 146
5.2.3.3. Diversität..... 147
5.2.3.4. Äquität..... 153
5.2.3.5. Diversitäten-Quotienten-Index..... 155
5.2.3.6. Identitätsuntersuchungen zu den Dominanzverhältnissen..... 157
5.2.3.6.1. Dominanzidentität nach RENKONEN..... 157
5.2.3.6.2. Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR..... 158

5.3. Jahreszeitliche Veränderungen einer Regenwurmpopulation des Weinbergs..... 162
5.4. Der Einfluß von Bodenpflegemaßnahmen auf den Lumbriciden-besatz der Weinberge..... 164

6. Diskussion..... 167
6.1. Die Charakteristika des Weinbergökosystems als Agrarnutzungs-typ und ihr Einfluß auf die Regenwurmfauna..... 167
6.2. Der Einfluß des Bodentyps auf Umfang und Zusammensetzung der Lumbricidenpopulationen im Weinberg..... 175
6.3. Der Einfluß verschiedener Bodenpflegemaßnahmen im Weinberg auf Umfang und Zusammensetzung der Lumbricidenpopulationen... 178
6.4. Der Einfluß von landschaftsstrukturellen Faktoren auf die Regenwurmfauna der Weinberge..... 182
6.4.1. Landschaftsstrukturelle Veränderungen im Weinberg..... 182
6.4.2. Die bionomischen Strategien der Regenwürmer und ihre Bedeutung für die Besiedlung regenwurmfreier Flächen..... 185
6.4.3. Die Besiedlung regenwurmfreier Flächen durch Lumbriciden mit Hinweisen auf Konsequenzen für die Rekultivierung und Flur-bereinigung von Weinbergen..... 192
6.5. Der Einfluß der Anbausstrukturen auf den Lumbricidenbesatz der Weinberge..... 198

7. Ökotoxikologische Belastungen für Regenwürmer in Weinbergen ... 200
7.1. Einführung ... 200
7.2. Untersuchungen zur Beurteilung der Regenwurmtoxizität von Pflanzenbehandlungsmitteln des Weinbergökosystems ... 209
7.2.1. Der Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln im Weinbergökosystem ... 209
7.2.2. Die physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen ... 222
7.2.3. Allgemeine toxikologische Eigenschaften der Substanzen ... 224
7.2.4. Untersuchungen zur Regenwurmtoxizität ausgewählter Pflanzenbehandlungsmittel des Weinbergs ... 226
7.2.5. Diskussion ... 232

7.3. Die Verteilung von Chemikalien in terrestrischen Ökosystemen unter besonderer Berücksichtigung des Weinbergs ... 236
7.3.1. Allgemeine Aspekte zur Einbringung und Verteilung von Pflanzenbehandlungsmitteln im Weinbergökosystem ... 237
7.3.2. Radiotraceruntersuchungen zur Dispersion von Umweltchemikalien ... 242
7.3.2.1. Die absolute Verteilung von Referenzchemikalien in einem "Mikrokosmos"-System unter besonderer Berücksichtigung der Regenwürmer ... 244
7.3.2.1.1. Material und Methode - das NATEC-Testsystem - ... 244
7.3.2.1.2. Ergebnisse ... 248
7.3.2.1.3. Diskussion ... 251
7.3.2.2. Die spezifische Aktivität einzelner Systemkompartimente im Vergleich zu den Regenwürmern ... 258

7.4. Radiotraceruntersuchungen zur Bioakkumulation und Verteilung ausgewählter Chemikalien in Regenwürmern ... 262
7.4.1. Theoretische Aspekte zur Bioakkumulation und Chemikalienverteilung im Organismus ... 262
7.4.2. Die Dispersionswege im Regenwurm ... 266
7.4.3. Radiotraceruntersuchungen unter den Bedingungen einer vollständigen Exposition (Totalkontamination) ... 270
7.4.3.1. Material und Methode ... 270
7.4.3.2. Ergebnisse und Diskussion ... 272

7.5. Die Kontamination von Regenwürmern durch Umweltchemikalien und deren Akkumulation 290
7.5.1. Allgemeines 290
7.5.2. Kontamination und Lebensformtyp 291
7.5.3. Radiotraceruntersuchungen unter definierten Kontaminationsbedingungen 294
7.5.3.1. Totalkontamination 295
7.5.3.2. Teilkontamination 296
7.5.3.2.1. Material und Methode 296
7.5.3.2.2. Ergebnisse zur Dispersion 298
7.5.3.2.3. Ergebnisse zur Bioakkumulation 299
7.5.3.2.3.1. Calcium 299
7.5.3.2.3.2. Atrazin 300
7.5.3.2.3.3. DDT 305
7.5.3.2.4. Diskussion 310
7.5.3.3. Kontamination unter den Bedingungen einer Umweltsimulation in einem Laborökosystem 312
7.5.3.3.1. Allgemeines, Material und Methode 312
7.5.3.3.2. Ergebnisse 314
7.5.3.3.2.1. 2,4,5-T 414
7.5.3.3.2.2. DDT 322
7.5.3.3.2.3. DOP 328
7.5.3.3.2.4. TCE 328
7.5.3.3.3. Diskussion 331

7.6. Die Persistenz und Retention von Chemikalien 332

7.7. Sekundäreinflüsse von Chemikalien auf Regenwürmer 335

7.8. Zusammenfassende Diskussion zu Kap. 7 338

8. Die Risikoermittlung- eine Zusammenfassung unter Berücksichtigung der Einzeldiskussionen- 340

9. Zusammenfassung 350

10. Literatur 354

Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41523710_0006

Vorwort

Die Forschungsgebiete der klassischen Ökologie haben seit etwa Beginn der 70-er Jahre d.J. eine wesentliche, angewandt orientierte Ergänzung erfahren durch neue Forschungsrichtungen, die sich mit der Frage der Umweltbelastung befassen. Das Spektrum der verschiedenen Forschungsansätze reicht von Fragen zum Umweltverhalten von Chemikalien und ihrer Umweltwirksamkeit bis hin zu der Beurteilung von Belastungsfaktoren, aufgrund der Reaktion von Ökosystemen bzw. Teilkomponenten dieser Systeme zur Bewertung der Umweltverträglichkeit menschlicher Eingriffe in Natur und Landschaft. Neue Disziplinen, wie die Ökologische Chemie, die Radioökologie, die Ökotoxikologie oder die Landschaftsökologie haben ihren Ursprung zwar in völlig verschiedenen Mutterdisziplinen, verfolgen jedoch unter angewandtem Aspekt das gleiche oben erwähnte Ziel.

Die vorliegende Arbeit findet vom Ansatz her wie auch methodisch ihre Basis in zwei Forschungsrichtungen, nämlich der Radioökologie und der Freilandökologie (letztere sowohl im Sinne der Ökosystemforschung als auch im Sinne der Landschaftsökologie). Hiervon ausgehend wird der Versuch unternommen, an einer bestimmten Tiergruppe, nämlich den Regenwürmern, in einem spezifischen Ökosystem, das besonderen starken Belastungen ausgesetzt ist, nämlich dem Weinberökosystem, strukturelle und ökotoxikologische Einflüsse zu erfassen und - soweit dies möglich ist - zu bewerten.

Die Beschränkung auf eine bestimmte Organismengruppe hat nicht nur praktische Gründe, sondern ergibt sich meines Erachtens aus der Erkenntnis, daß man Veränderungen und Reaktionen eines Ökosystems am leichtesten in der Reaktion einzelner Indikatororganismen erfaßt. Dies gilt im zoologischen Bereich besonders dann, wenn man es mit einer Tiergruppe zu tun hat, die mit den funktionellen Prozessen des Gesamtsystems sehr eng verbunden ist, was man für die Gruppe der Regenwürmer ohne weiteres behaupten kann. Die Auswahl des Agrarökosystems 'Weinberg' ergab sich durch die Vorgabe verschiedener Projekte, die im Institut für Angewandte Zoologie der Universität Bonn durchgeführt wurden, vor allem im Rahmen des Projekts

- "Berücksichtigung ökologischer Belange bei der Weinbergsflurbereinigung", das vom Freistaat Bayern in den Jahren 1979 und 1980 in Unterfranken durchgeführt wurde,
  und des Projekts

- "Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien" (FKZ 46-03 7243), das vom Bundesminister für Forschung und Technologie von 1979-1982 gefördert wurde.

Dabei erwies es sich nicht immer als vorteilhaft, die Arbeiten im Weinberg durchzuführen, da bei diesem intensiv genutzten Agrarökosystem praktisch keine Kontrollflächen zur Verfügung stehen, die Standortvielfalt ungewöhnlich groß ist und die Belastungsfaktoren immer gemeinsam - wenn auch graduell verschieden - wirken. Bei den Freilandarbeiten ergab sich eine lange Orientierungsphase mit der Suche nach vergleichbaren Flächen. Bei den Laboruntersuchungen bestand das Problem in der Entwicklung neuer Versuchsanordnungen, deren Durchführung im technisch-apparativen Bereich sehr schnell die Kapazitätsgrenzen des Instituts erkennen ließen.
Aufgrund der begrenzten Mittel blieben eine ganze Reihe von geplanten Versuchsserien unbearbeitet, so daß vielleicht beim unbefangenen Leser der Eindruck entsteht, einen vorläufigen Bericht zu lesen.
Dieser Eindruck soll auch gar nicht beseitigt werden, da diese Arbeit selbst einem enormen Entwicklungsprozeß unterlag und sich daher auch nur als Diskussionsbeitrag versteht, wobei hoffentlich neue Denkanstöße gegeben werden, die die Erforschung der diskutierten Problematik fördern.

Den Projektgebern sei an dieser Stelle für die finanzielle Unterstützung gedankt, insbesondere Herrn Prof. Dr. Führ, als Leiter der Projektträgerschaft "Ökologische Forschung" des BMFT bei der KFA Mülich, für seine stets offene Diskussionbereitschaft.

Meinen Lehrern, Herrn Prof. Dr. Gerhard Kneitz und Herrn Prof. Dr. Werner J. Kloft danke ich nicht nur für die Bereitstellung des Arbeitsplatzes und der Projektmittel, sondern vor allem auch für das Vertrauen, das sie mir entgegenbrachten, diese umfangreiche Problematik zu bearbeiten.

Mein besonderer Dank gebührt Herrn Dr. Winfried Esser, damaliger Projektkoordinator im Institut für Angewandte Zoologie, für seinen permanenten Einsatz im organisatorischen Bereich des Projektes. Ohne seine Mitarbeit, insbesondere bei der Sicherstellung des technisch-apparativen Bereiches, wäre diese Arbeit im Institut nicht durchführbar gewesen.

Herrn Dipl. Biologe Manfred Kohler sei für seine stete Hilfsbereitschaft gedankt, im Freiland wie im Labor, vor allem jedoch bei der umfangreichen Bearbeitung des Datenmaterials am Computer.

Herrn Dr. Edmund Wofram danke ich für seine Diskussionsbereitschaft und Hilfe bei der graphsichen Gestaltung dieser Arbeit und Frau Ursula Wolf für die photographischen Arbeiten.

Zahlreichen Mitarbeitern des Insituts sei gedankt für ihre Mithilfe im Labor und Freiland, genannt sei hier nur Frau Dipl.Biol. Christiane Schell-Bringmann, Herrn Dipl. Biologe Herbert Dielmann, Frau Dipl.. Biol. Monika Dielmann, Frau Dipl. Ing. agr. Ruth Wittassek, Frau Dipl. Biol. Elke Nickel, Herr Behre und Frau Schulz.

Der Firma NATEC, Hamburg, insbesondere den Herren Dr. Figge, Dr. Klahn und Dr. Koch danke ich für die unkomplizierte Zusammenarbeit im Rahmen des BMFT-Projektes an ihrem NATEC-Testsystem.

Herrn Prof. Dr. Becker, BBA Berlin, danke ich für die Zusammenarbeit im Rahmen der Ad-hoc-Arbeitsgruppe "Regenwurmtest".

Herrn Prof. Dr. Zakosek, Bodenkundl. Institut der Universität Bonn, und Herrn Romschinski, Hess. Geologisches Landesamt in Wiesbaden, danke ich für die Beratung bei der Auswahl der Versuchsflächen im Rheingau, sowie für die Bereitstellung von Datenmaterial.

Von den weinbaulichen Institutionen und Betrieben, auf deren Flächen die Freilanduntersuchungen stattfanden,sei gedankt:

- der Bayer. Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau in Veitshöchheim, insbesondere Herrn Dr. A. Dieter,
- dem Institut für Pflanzenschutz im Weinbau der BBA in Bernkastel-Kues, insbesondere Prof. Dr. Gärtel und Dr. Englert,
- der Landes-, Lehr- und Versuchsanstalt für Landwirtschaft, Wein- und Gartenbau in Bad Neuenahr-Ahrweiler,
- dem Leiter der Hessischen Staatsweingüter, Herrn Dr. H. Ambrosi, Eltville,
- den Winzern Herrn Ackermann (Mettenheim), Herrn Schwedhelm (Zellertal), Herrn Rheingans (Staatsdomäne Rauentahl), Herrn Kranich (Eltz'sche Domänenverwaltung Eltville) und Herrn Ernst (Eltville).

Schließlich danke ich der Konrad-Adenauer-Stiftung für Begabtenförderung für ein Stipendium im Jahre 1980 sowie für die finanzielle Unterstützung einer Informationsreise in die USA zur Erfassung des dortigen Forschungsstandes der Ökosystemforschung des Weinbergs in Kalifornien und Michigan.

1. Einleitung

Als AMBROS und KNEITZ 1961 auf die waldhygienische Bedeutung der Regenwürmer hinwiesen, sprachen sie bewußt einen ganzheitlichen Aspekt an, der dem Erfolg des Waldbaues zugrunde zu liegen habe. Damals forderte ein kleiner Kreis von Wissenschaftlern, alle Kräfte des Naturhaushaltes zu stützen - im Sinne einer vorbeugenden Waldhygiene - die für das Funktionieren von gesunden Waldbeständen von Bedeutung sind (GÖSSWALD 1956, SCHIMITSCHEK 1969). Dies führte auch zur Einbeziehung tierökologischer Aspekte und zu der Forderung nach einer umfassenden Analyse der Zoozönosen, ihren Beziehungen zu Pflanzengesellschaften und Böden sowie ihrer Bedeutung für ökosystemare Funktionen und Leistungen. Die Ökosystemforschung erhielt durch das "Internationale Biologische Programm (IBP)", das 1963 unter UNESCO-Beteiligung begründet und in den Jahren 1967 bis 1974 weltweit durchgeführt wurde, einen enormen Auftrieb. Die Projekte gaben einen Einblick in die Produktivität einzelner Ökosysteme, vermittelten aber gleichzeitig nach einer Inventarisierung und Quantifizierung der Artbestände einen Eindruck von ihrer Komplexität. Das Ausmaß der Differenzierungen läßt es heute noch nicht zu, anhand einfacher "Rezepte" Gleichgewicht und Belastbarkeit, Stabilität und Nutzbarkeit eines Ökosystems festzulegen. Die Überprüfung und Verknüpfung allgemein gültiger Grundprinzipien ist eine Grundlage für eine Bewertung von Belastungsfaktoren der Ökosysteme. Dies gilt besonders für die Art der Fremdstoffeinträge und die Mechanismen der Stofflüsse. Ob sich in terrestrischen Ökosystemen aus Belastungsanalysen allgemeine Wirkmechanismen ableiten lassen, können nur umfangreiche vergleichende Untersuchungen in der Zukunft ergeben.

Niemand hätte vor 25 Jahren gedacht, daß die Forderung nach "Waldhygiene" heute angesicht der systemaren Waldschäden eine solch bedeutende Aktualität erhalten könnte. Der Begriff selbst wird leider kaum noch verwandt, geblieben ist jedoch der Gedanke des Vorsorgeprinzips, der dem Hygienebegriff zu eigen ist. Die Übertragung dieses Gedanken auf andere vom Menschen genutzte Ökosysteme, insbesondere die Agrarökosysteme, liegt nahe. Ganz allmählich beginnen auch die nutzungsorientierten Fächer der Landbauwissenschaften sich in diese Richtung umzuorientieren. Rebmonokulturen nehmen als "Sonderkulturen" nur einen geringen Teil der Landwirtschaftlichen Nutzfläche ein (in der Bundesrepublik Deutschland etwa 0.7 % bei annähernd 100 000 ha). Sie sind jedoch in ganz besonders starkem Maße anthropogenen Einflüssen ausgesetzt. Dies gilt nicht nur für die systemeigenen Eingriffe des Menschen, die zur Strukturerhaltung der Rebmonokultur nötig sind, sondern auch für den Komplex der Chemikalienbehandlung.

Das Weinbergökosystem eignet sich daher besonders gut, Grundprinzipien anthropogener Belastung in Agrarsystemen darzustellen.
In der vorliegenden Arbeit wird der Versuch unternommen, die Einflüsse naturgegebener (standort- und systembedingter) und anthropogener Art auf eine spezielle Tiergruppe, nämlich die Regenwürmer, darzustellen und - soweit dies möglich ist - eine Bewertung vorzunehmen. Die Entwicklung von Regenwurmzönosen wird primär durch naturgegebene Einflüsse geprägt, wie dies in Abb. 1 dargestellt ist. Neben den abiotischen und klimatischen Faktoren und den biotischen und nutritiven Einflüssen spielen auch Raumstrukturen und räumliche Beziehungen für die Zusammensetzung der Zönosen eine große Rolle, Hierzu gehört neben dem natürlichen Artenpotential und den räumlichen Besiedlungsmöglichkeiten auch das Problem der Einschleppung von "Kulturfolgern". Diesen "naturgegebenen" Voraussetzungen stehen direkte anthropogene Eingriffe struktureller und ökotoxikologischer Art gegenüber.
Der gezielte Einsatz von Chemikalien, wie er im Weinberg im Bereich der Pflanzenbehandlungsmaßnahmen erfolgt, kann direkt oder indirekt auf die Entwicklung der Regenwurmzönose Einfluß nehmen. Im Mittelpunkt der Betrachtung ökotoxikologischer Einflüsse soll hier die direkte Einwirkung im Vordergrund stehen. Sie ergibt sich aus einer Bewertung der Chemikaliendispersion, der Persistenz und einer potentiellen Kontamination der Regenwürmer, sowie der Bioakkumulation, Retention und Toxizität für den Organismus.
Die Diskussion der Untersuchungsergebnisse sowie die Betrachtungen theoretischer Art sollen nicht den Anspruch auf Vollständigkeit erheben, sondern lediglich einen Beitrag leisten zum gegenwärtigen Stand der Diskussionen.

Zu Beginn der Arbeit wird in kurzer Form auf die Bedeutung der Regenwürmer im Ökosystem eingegangen. Diese Darstellung hat sich eigentlich erübrigt, nachdem nun die hervorragende Monographie von K.E. LEE "Earthworms - their Ecology and Relationships with Soils and Land Use" (Academic Press Australia) vorliegt, welche die hier dargestellten kurzen Ausführungen wesentlich ergänzt. Da vor Fertigstellung des Manuskriptes diese Monographie noch nicht vorlag und gleichzeitig eine Zusammenstellung in deutscher Sprache bisher fehlt, wurde dieser Abschnitt beibehalten. Er soll den Leser dazu anregen, sich mit der Bedeutung der Regenwürmer in den Ökosystemen auseinander zu setzen.

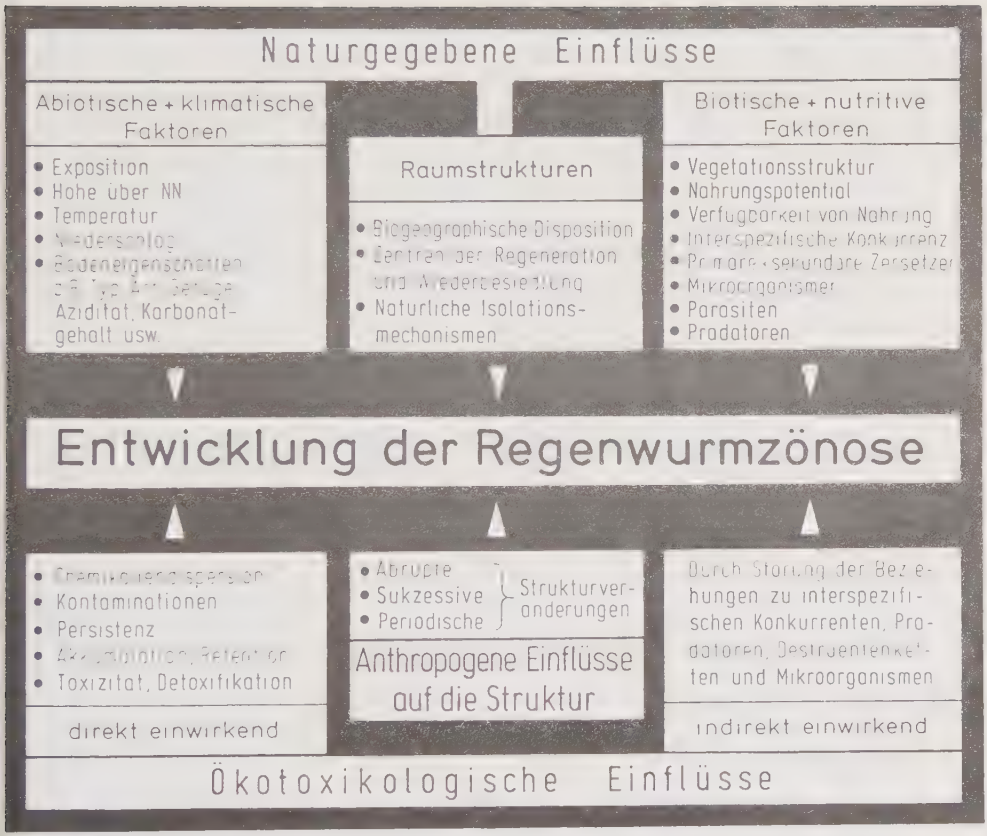


Abb. 1 : Einflußfaktoren auf die Entwicklung von Regenwurmgesellschaften in antropogen geprägten Lebensräumen.

2. Die Bedeutung der Regenwürmer im Ökosystem

2.1. Allgemeines

Der Abbau des Bestandsabfalls bis zur Mineralisation des organischen Materials ist ein äußerst komplizierter Prozeß, an dem ein mehrschichtiges Organismengefüge beteiligt ist. Dabei sind eine Vielzahl von "Rückgewinnungsprozessen" (Rekuperationen) eingeschaltet, über welche tote organische Substanz immer weiter transformiert wird, (Humustransformation nach DUNGER 1968), wobei die hierbei freiwerdende Energie von einer Vielzahl von Organismen genutzt werden kann, was zur Ausbildung vielfältiger ökologischer Nischen führt.

Welche bedeutende Rolle Regenwürmer bei den Dekompositionsvorgängen in unseren Breiten spielen wurde schon relativ früh erkannt (DARWIN 1881, HENSEN 1882). Die Zahl der wissenschaftlichen Veroffentlichungen, die sich in den vergangenen hundert Jahren mit dieser Tiergruppe beschäftigen, ist mittlerweile auf weit über 5000 angewachsen (STOLTE 1933, SATCHELL und MARTIN 1981, WORDEN 1981). Neben zahlreichen meist faunistisch ausgerichteten Arbeiten, stand in den letzten 30 Jahren eine mehr ökologisch orientierte Forschungsrichtung im Vordergrund. Sie war in erster Linie daran interessiert, zu untersuchen,

a) durch welche Leistungen Regenwürmer für die Bodenbildungsprozesse Bedeutung erlangen,
b) wie das Vorkommen in naturnahen und anthropogenen Ökosystemen charakterisiert ist sowie
c) durch welche Faktoren das Vorkommen der Tiere beeinflußt wird.

Um die hier dargestellten Untersuchungen an Regenwurmpopulationen in Weinbergen in angemessener Weise beurteilen zu können, ist es notwendig, die wichtigsten Aspekte sowie Erkenntnisse zur Ökologie der Regenwürmer in kürzester Form darzulegen.

2.2. Die Funktionen und Leistungen der Regenwürmer im Ökosystem

2.2.1. Mechanische Durchmischung des Erdreichs

Eine sehr wichtige Aufgabe der bodenwühlenden Tierarten ist die mechanische Durchmischung des Erdreichs.
In der Zone unseres gemäßigt humiden Klimas spielen bei diesen Vorgängen, die man als Bioturbation zusammenfaßt, Regenwürmer eine hervorragende Rolle. Der Anteil, den die einzelnen Regenwurmarten hierbei haben, ist sehr unterschiedlich und neben abiotischen Faktoren hautpsächlich abhängig von der charakteristischen Lebensweise und den Merkmalen der ökologischen Kategorien (siehe 5.1.2.), in die man sie einteilen kann. So zeigen Mineralbodenformen des Oberbodens, wie Octolasium lacteum, Octolasium cyaneum oder Allolobophora chlorotica eine wesentlich stärkere Durchmischungsleistung als reine Bestandsabfallsernährer wie Lumbricus rubellus oder L. castaneus (FRANZ 1975).
Schon EVANS (1947) konnte zeigen, daß selbst die tiefgrabenden, blattfressenden (anektischen) Lumbricus-Arten, wie L. terrestris, so lange nicht in die Tiefe graben, wie sie ausreichend organisches Material an der Bodenoberfläche vorfinden. Im Gegensatz hierzu legt die endogäische Art Allolobophora caliginosa bereits nach kurzer Zeit Vertikalgänge an, unabhängig davon, wieviel Nahrung auf der Bodenoberfläche liegt.
Die Durchmischung des Erdreichs läßt sich wie folgt unterteilen:

1. Horizontalverlagerungen auf der Bodenoberfläche (Streuschicht), in der Humusschicht und im Oberboden durch horizontal wandernde (überwiegend epigäische) Arten,
2. Horizontal- und Vertikalverlagerungen in den Mineralbodenschichten durch endogäische Arten,
3. Vertikalverlagerungen über alle Bodenhorizonte bis in Tiefen von über 3 m durch blatt- (streu-) fressende anektische Arten, die meist die Streu in ihre Röhren hineinziehen und dort sogar Vorratskammern anlegen können,
4. Sekundäre Vertikalverlagerungen durch Einwaschung von organischem Oberflächenmaterial und Bodenfeinpartikeln durch Niederschlagswasser in die Regenwurmgänge,
5. Ablagerung von Bodenmaterial aus tiefergelegenen Schichten an der Bodenoberfläche durch Regenwurmexkremente.

Besonders der letzte Punkt fand bei verschiedenen Bodenbiologen immer wieder große Beachtung. So wurden die Ablagerungen des Regenwurmkots nicht nur dazu verwandt, Aussagen über die jahreszeitlich unterschiedlichen Aktivitäten der Regenwürmer zu machen, sondern vor allem auch um über die Gesamtleistung der Exkretion bzw. Kotablagerung in verschiedenen Ökosystemen Information zu erhalten. Die Mengen, die hierbei abgelagert werden, variieren je nach Habitat und geographischer Region sehr stark. EDWARDS und LOFTY (1972) schätzen die Ablagerungen in einem Bereich von 2 bis 250 t/ha/Jahr, was einer Bodenschicht von 0,1 cm bis 5 cm Dicke entspricht. Es sei hier erwähnt, daß Kotablagerungen unterhalb der Bodenoberfläche oder in den Gangsystemen dabei nicht berücksichtigt sind. Die Translokationen von Bestandesabfall und Bodenpartikeln von der Oberfläche in tiefere Bodenschichten werden später noch angesprochen werden. Das gleiche gilt für die qualitativen Veränderungen, welche die Kotpartikel während der Darmpassage erfahren haben (chemische Veränderungen, Aggregatbildungen, Bildung von Ton-Humus-Komplexen), die wiederum für die Bodenfruchtbarkeit und Beeinflussung anderer Bodenorganismen von großer Bedeutung sind.

2.2.2. Die Ausbildung und Bedeutung der Gangsysteme

Neben dem Stofftransport an die Bodenoberfläche durch die Ablagerung von Kotpartikeln beeinflussen die Regenwürmer das gewachsene Bodenprofil nachhaltig durch ein weiteres Phänomen ihrer Tätigkeit: die Ausbildung eines unterirdischen Gangsystems, das hinsichtlich seiner qualitativen Ausstattung als auch seiner Funktonen eine Eigenwelt darstellt. BOUCHÉ (1975) führte daher für die Gesamtheit der Regenwurmgänge den Begriff Drilosphäre ("drilosphere") ein. Diese Drilosphäre zeichnet sich gegenüber dem sonstigen Boden (Pedosphäre) durch folgende Merkmale aus:

- Verbindungssystem zwischen der Bodenoberfläche und den einzelnen Schichten des Bodenprofils bis in Tiefen von über 3 m bzw. bis zum anstehenden Gestein oder Grundwasser und somit Schaffung eines Vertikalaustauschsystems für flüssige und feste Stoffe.
- Einfluß auf die Bodenbelüftung durch Erhöhung des Boden-Luftvolumens bis 67 % des gesamten Bodenluftraumes (STÖCKLI 1928), je nach Bodentyp und Bewirtschaftungsform und etwa bis zu 5 % des gesamten Bodenvolumens (STÖCKLI 1948).

- Schaffung eines Drainagesystems mit einer Erhöhung der Drainagegeschwindigkeit um das vier- bis zehnfache (GUILD 1952, TEOTIA 1950, HOPP und SLATER 1945).
- Erhöhung der Wasserkapazität durch erhöhte Kapillarität der Aggregatbildungen bei den Wandauskleidungen der Regenwurmgänge (auf bis zu 17 % Feldkapazität in neuseeländischen Böden STOCKDILL und COSSENS 1966).
- Ausbildung eines speziellen Besiedlungshabitats für eine Reihe von Bodentieren, die hier als Folgezersetzer tätig sind (euedaphische Collembolen, Enchytraeiden u.a.) oder diesen Raum in ungünstigen Jahreszeiten (bei Frost oder Trockenheit) zum Überleben aufsuchen oder zur Eiablage ausnutzen.
- Erhöhung der mikrobiologischen Aktivität, insbesondere aerober Vorgänge, durch verbesserte Luftzufuhr, vergrößerte Besiedlungsoberfläche, erhöhte Zufuhr organischen Materials und mineralischer Nährstoffe.
- Nutzung der Gangsysteme durch Pflanzenwurzeln, um in tiefere Schichten vorzudringen sowie Ausbildung von Feinwurzelnetzen auf den nährstoffreichen Wandauskleidungen (Erhöhung der Pflanzenproduktion).

Eine umfassende Quantifizierung von Umfang und Bedeutung der Drilosphäre steht bisher noch in den Anfängen. DIMO (1938) zählte als Maximalwert auf einer Weide in Zentralasien bis zu 1400 Öffnungen von Regenwurmgängen pro m².
Erste freilandorientierte Versuche in dieser Richtung wurden von KRETZSCHMAR unternommen, der 1978 neue Untersuchungstechniken vorstellte und eine erste Abschätzung für eine Dauerweide bei Dijon (BOUCHÉ 1969) vornahm. Hiernach wird die Oberfläche der Drilosphäre auf das Fünffache der Bodenoberfläche geschätzt, was einer Oberfläche von 50 000 m²/ha entspricht. Die Länge der Gänge schwankt erheblich und liegt etwa zwischen 400 - 900 m/m², was einer Ganglänge von 4 000 - 9 000 km/ha entspricht. KRETZSCHMAR erfaßte mit seiner Untersuchungsmethode jedoch nur Poren von einem Durchmesser, der größer als 2 mm ist, so daß die für diesen Standort angegebenen Werte Minimalwerte darstellen dürften.

So wie die Kotablagerungen an der Bodenoberfläche einer jahreszeitlichen Dynamik unterliegen, muß man sich vorstellen, daß die Drilosphäre ebenfalls einem standigen Wandel unterworfen ist. KRETZSCHMAR konnte 1982 zeigen, daß sich dieser Wandel nicht nur auf die Anzahl und die Länge der Gänge bezieht, sondern daß es auch jahreszeitliche Unterschiede in den verschiedenen Tiefen des Bodenprofils gibt, dies auch hinsichtlich der Gangdurchmesser und der Ganginklinationen, was für die Drainage eines Bodens sowie für Stoffeinlagerung von großer Bedeutung sein kann.

2.2.3. Die mechanische Zerkleinerung des Bestandsabfalls

Zu den wichtigsten Leistungen der verschiedenen Destruentengruppen gehört die mechanische Zerkleinerung des Bestandsabfalls und damit die Aufbereitung des organischen Materials für Folgezersetzer und vor allem für Mikroorganismen. Über die Bedeutung der einzelnen Bodentiergruppen für die Zerkleinerung des Bestandsabfalls liegen zahlreiche Publikationen vor, wobei die Meinungen hier stark auseinandergehen. Für die meisten Destruentengruppen fehlen bisher detaillierte Untersuchungen über Nahrungswahl und Nahrungsmenge. Unbestritten ist jedoch die Bedeutung der Regenwürmer, des Makroedaphons (insbes. Isopoden und Diplopoden), der Enchytraeiden sowie einiger Collembolenarten an der Zerkleinerung und Zersetzung des Bestandsabfalls. Der Anteil, den Regenwürmer hierbei haben, ist standortspezifisch unterschiedlich und hängt vielfach von der Art des Ökosystems, von klimatischen Faktoren, der Menge und der Qualität des Bestandsabfalls und Bodeneigenschaften sowie der interspezifischen Konkurrenz zu anderen Destruentengruppen ab.
Es soll hier nicht auf die einzelnen Arbeiten eingegangen werden, die den Anteil der Regenwürmer dabei aufzeigen. Stellvertretend sei nur eine Arbeit von KURCHEVA (1960) erwähnt, in der gezeigt wurde, daß Regenwürmer relativ schwer zersetzbares Eichenlaub innerhalb von 140 Tagen bis zur Hälfte zersetzt hatten, während bei Abwesenheit der Würmer in dieser Zeit nur etwa 10 % zersetzt wurden.

2.2.4. Die vertikale Translokation von Bestandsabfall

Während bei der Zerkleinerung des Bestandsabfalls auch andere Destruentengruppen des Edaphons ihren Anteil haben können, wird eine vertikale Verlagerung des Materials im Bodenprofil fast ausschließlich von Regenwürmern durchgeführt. Diese Vertikaltranslokation besteht darin, daß Blattmaterial, aber auch Holz- und Rindenstückchen, von den Würmern in das Gangsystem gezogen werden, wo sie dann unter den mikroklimatischen Bedingungen der Drilosphäre (100 % rLF, gleichmäßigere Temperaturen) einer günstigeren mikrobiologischen Zersetzung ausgesetzt sind (siehe 2.2.8.1.).
Der in Zersetzung befindliche Bestandsabfall wird schließlich auch von den Würmern gefressen, wobei die ausgeschiedenen Faeces für Folgezersetzer zur Verfügung stehen (siehe 2.2.8.2.). Zu erwähnen sei hier, daß sich für diesen speziellen Verhaltens- und Ernährungstyp ein eigener Lebensformtypus herausge-

bildet hat: die ökologische Kategorie der tiefgrabenden, meist recht großen Blattfresser, die von BOUCHÉ (1977) als "anecique", d.h. anektischer Typ bezeichnet wird (siehe 5.1.2.).
Um einen ersten Eindruck zu vermitteln, in welchem Umfang die Laubstreu in die Drilosphäre transferiert wird, sei eine Arbeit von RAW (1962) erwähnt, wo in einer Apfelanlage in der Zeit vom Laubfall (Okt./Nov.) bis Ende Februar, also in etwa 3 Monaten, 98,6 % der gesamten anfallenden Laubstreu (ca. 2 t/ha) verkonsumiert bzw. in die Gangsysteme verlagert wurden, wofür ausschließlich die Art Lumbricus terrestris verantwortlich war.

2.2.5. Chemische Veränderungen des Bestandsabfalls

Mit der mechanischen Zerkleinerung des Bestandsabfalls, durch mikrobielle Vorzersetzung, durch Verdauungsprozesse im Regenwurm sowie durch Folgezersetzungsprozesse der Faeces geht eine chemische Umwandlung des Bestandsabfalls einher. Ein Teil wird direkt bzw. in Verbindung mit Mikroorganismen mineralisiert, ein anderer Teil fließt in die komplizierten Syntheseprozesse der Humifizierung mit ein. Das Auftreten von Regenwürmern läßt folgende chemischen Veränderungen des Bodens erkennen:

- Erhöhung des Stickstoffangebots in Faeces und Gangauskleidung und Steigerung der Stickstoffmineralisation,
  a) Abgabe von Mucoproteinen durch Drüsenzellen in der Epidermis,
  b) Abgabe von Ammoniak durch die Nephridioporen,
  c) Abgabe von Mucoproteinen und Aminosäuren im Faeces,
  d) Bildung günstiger Besiedlungsbedingungen für Nitrifikanten durch Vervielfachung der Faeces-Oberflächen,
  e) Zerfall bzw. Zersetzung von Wurmkadavern und -amputaten,
- Herabsetzung des C/N-Verhältnisses (EDWARDS & LOFTY 1972),
- Erhöhung der Basenaustauschkapazität,
- Erhöhung der Pflanzenverfügbarkeit von Ca, Mg, K und P (LUNT und JACOBSON 1944, GRAFF 1971),
- Erhöhung des pH-Wertes.

2.2.6. Die mechanische Zerkleinerung von mineralischen Bodenpartikeln

Neben der mechanischen Zerkleinerung des Bestandsabfalls spielen Regenwürmer auch beim Zerkleinern von mineralischen Bodenpartikeln eine Rolle. Dieses Phänomen wurde bereits 1913 von BASSALIK anhand von Topfversuchen beschrieben und später von anderen Forschern im Freiland bestätigt (TEOMA et al 1950, JOSHIund KELKAR 1952, SHRIKHANDE und PATHAK 1951). EVANS (1948) beschreibt sogar in einem regenwurmreichen Boden unter Weideland einen in die Tiefe gehenden Korngrößenfraktionsgradienten, wobei die feinen Bestandteile im Oberboden lagerten. EDWARDS und LOFTY (1972) halten den Anteil dieser Wurmtätigkeit für weniger bedeutend, insbesondere gegenüber chemischen und physikalischen Verwitterungsprozessen.
Dieser Bereich bedarf sicherlich noch einiger experimenteller Arbeiten, um hierüber ein endgültiges Urteil zu fällen.
Von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang auch noch die vertikale Verlagerung von mineralischen Bodenpartikeln, für die Ähnliches gilt wie in Kap.2.2.4.

2.2.7. Die Bildung von organo-mineralischen Komplexen

Durch die Aufnahme von organischem Material (Humuspartikel, Bestandsabfall, Kotpartikel und totes Wurzelmaterial) und mineralischen Bestandteilen (Mineralbodenpartikel) des Bodens kommt es im Magen-Darmtrakt der Regenwürmer zu einer innigen Vermischung beider Komponenten (Ton-Humus-Komplex). Dabei spielt die Ausscheidung von Mucoproteinen und Mucopolysacchariden sowie die Mitwirkung von Bodenpilzen und -bakterien eine große Rolle. Huminsäuren werden durch die Ausscheidung von "amorphem" Calcium aus den Kalkdrüsen als stabile Ca-Humate gebunden. Gleichzeitig scheiden die MORRENschen Drüsen stabile Kalkkonkremente (als $CaCO_3$) aus, die im Boden langsam abgebaut werden und eine rasche Calciumauswaschung verhindern. Das Produkt der Darmpassage, der ausgeschiedene Wurmkot, ist daher ein ausgesprochen wasserstabiles Aggregat, das aufgrund seiner chemischen Eigenschaften (siehe 2.2.5.) sowie seiner verhältnismäßig großen Oberfläche und Porosität ein wesentlicher Faktor für die Bildung der Bodenfruchtbarkeit sowie die Förderung des Bodenlebens (siehe 2.2.8.) dargestellt.
Die Vorgänge der Aggregatbildung konnten bisher nicht experimentell geklärt werden und sind im einzelnen auch aus deskriptiver Sicht weitgehend ungeklärt. Es darf als sicher angenommen werden, daß der Anteil der anektischen und endogäischen Arten an der Bildung der organo-mineralischen Aggregate größer ist als derjenige der epigäischen Arten.

2.2.8. Die Beeinflussung anderer Bodenorganismen

Die Tätigkeit der Regenwürmer hat auch eine vielseitige Beeinflussung anderer Bodenorganismen zur Folge. Bei der Betrachtung dieses Aspektes, der in vielen Bereich noch nicht genügend untersucht wurde, wird die zentrale Rolle der Regenwürmer für biogene Bodenbildungsprozesse sowie die enge Vernetzung der edaphischen Organismen untereinander sichtbar.
Obwohl sich eine Reihe von Faktoren überlagern und synergistische und antagonistische Einflüsse vorliegen, kann folgende Einteilung vorgenommen werden:

2.2.8.1. Die Beeinflussung von Mikroorganismen

Die hohe Nährstoffverfügbarkeit der Faeces, seien sie oberirdisch oder in den Gangsystemen abgelagert, die Oberflächenvergrößerung und Stabilität der organomineralischen Komplexe, die günstigen mikroklimatischen Bedingungen der Drilosphäre sowie das spezielle Mikrohabitat des Magen-Darmtraktes der Regenwürmer führen zu einem deutlichen Ansteigen der Anzahl der Mikroorganismen. BOUCHÉ (1972) unterscheidet zwischen einer primär mikrobiologischen Aktivität und eines sekundären "drilomikrobiellen" Einflusses. Unter letzterem versteht er sämtliche mikrobiologischen Prozesse, die direkt oder indirekt auf die Tätigkeit der Regenwürmer zurückzuführen sind.
Einer solchen heuristisch, sicherlich sehr sinnvollen Einteilung stehen methodische Schwierigkeiten entgegen, da qualtitativ meist kaum Unterschiede in der Tätigkeit der Mikroorganismen vorliegen, d.h. die mikrobiellen Prozesse und beteiligten Arten sind in Boden und Drilosphäre die gleichen und unterscheiden sich nur quantitativ. Es ist hier nicht nötig, auf die einzelnen Arbeiten über die wechselseitigen Beziehungen der Regenwürmer und Mirkoorganismen einzugehen und es sei daher auf einige zusammenfassende Arbeiten verwiesen (DAWSON 1947, 1948; DAY 1950; BRÜSEWITZ 1959; PARLE 1959,1963 a,b; ATLAVINYTE and LUGAUSKAS 1971; EDWARDS and LOFTY 1972; COMMONWEALTH BUREAU OF SOILS 1972; LOQUET 1974; BHATNAGAR 1974; HARTENSTEIN and MITCHELL 1978; MITCHELL 1978; PARKINSON 1978).

Zusätzlich sei hier noch die Arbeit von DOMSCH und BANSE (1972) erwähnt, die sich mit mykologischen Fragen beschäftigen, sowie die Arbeit von ATLAVINYTE (1975), die in Topfversuchen den Einfluß von Regenwürmern auf Mikroorganismen und vor allem auf Bodenalgen untersuchte.

Neue systembezogene und methodische Ansätze sind auch von der französischen Arbeitsgruppe zum Modell R.E.A.L.*(BOUCHÉ 1980) zu erwarten, wobei auf die Arbeiten von LOQUET et al. (1977) und ROUELLE (1977) hingewiesen sei.

2.2.8.2. Die Beeinflussung von koprophagen Bodentieren

Der mechanische und chemische Aufschluß des Bestandsabfalls durch Regenwürmer, der einher geht mit der Bildung von Ton-Humuskomplexen, führt zu Faeces, die auch einer Reihe tierischer Folgezersetzter direkt oder indirekt als Nahrungsgrundlage dienen kann. Hierzu zählen vor allem die Mikroarthropoden (Collembolen, Proturen, Oribatiden etc.), subterrane Arthropodenlarven, Isopoden, Myriapoden, Nematoden und schließlich auch andere terrikole Oligochaeten, seien es Regenwürmer anderer ökologischer Kategorien (z.B. endogäische Arten) oder Enchytraeiden. Indirekt werden Kothäufchen z.B. dadurch genutzt, daß der reichhaltige Algen- oder Pilzmycelrasen abgegrast wird oder daß neue Hohlraumsysteme erschlossen werden, die z.B. der Eiablage dienen können.

2.2.8.3. Die Beeinflussung der Bodentierwelt durch die Drilosphäre

Das unterirdische Netz von Regenwurmgängen verschiedener Größe, die spezifische Auskleidung der Gangwände, die Ansiedlung von Mikroorganismen, Feinwurzeln u.a. bieten wiederum speziellen Bodentieren neue Mikrohabitate und zusätzliche Nahrungsquellen, wobei hier auch tiefere Bodenschichten erschlossen werden. Eine wichtige Funktion kommt der Drilosphäre besonders in ungünstigen Jahreszeiten (Frost, Trockenheit) zu, so daß auch hemiedaphische Formen hier in tieferen Schichten überleben können. Primär werden die Gangsysteme jedoch von euedaphischen Arten z.B. der Collembolen und Enchytraeiden besiedelt.

---

* R.E.A.L. = Rôle Écologique et Agronomique Lombriciens

2.2.8.4. Die Beeinflussung von Prädatoren durch Regenwürmer

Der Einfluß der Regenwürmer auf Konsumenten 2. und höherer Ordnung läßt sich durch zwei Kategorien unterscheiden:

- direkte Beeinflussung von Prädatoren, die sich unmittelbar von Regenwürmern ernähren. Hierzu gehören neben zahlreichen Vertebratenarten wie verschiedenen Vogelarten (Waldschnepfe, Drosseln, Möven), Säugern (wie der Maulwurf oder sogar das Wildschwein) oder Amphibien (wie z.B. die Erdkröte) auch Invertebratengruppen wie Carabiden, Staphyliniden oder Chilopoden. Alle diese Organismen haben eine Bedeutung innerhalb von kürzeren oder längeren Nahrungsketten, die vom Regenwurm ausgehen. Sie sind verantwortlich für die Vorgänge der Bioakkumulation und Biokonzentration von Schadstoffen sowie für deren Verbreitung in der Biosphäre.
  Wieweit z.B. eine hohe Regenwurmdichte eine arten- und individuenreiche Carabidenfauna zur Folge hat, ist bisher nicht untersucht worden. Es gibt jedoch Anzeichen, daß in Agrarökosystemen mit hoher Regenwurmdichte das Vorkommen von Großcarabiden gefördert wird.
- Sekundäre Beeinflussung von Prädatoren, die sich von all jenen edaphischen Organismen ernähren, die von Regenwürmern bzw. von der Drilosphäre gefördert werden. Das Vorkommen bzw. die Leistungen der Regenwürmer begünstigen hier also sekundär bestimmte Prädatorengruppen, wie z.B. Gammasidae und Bdellinae (Acari).
  Wenngleich die Vorgänge zu diesen Wechselbeziehungen bisher weder genügend beschrieben noch quantifiziert worden sind, so läßt sich doch erahnen, wie komplex das Wirkungsgefüge des Edaphons ist und wie zentral und weitreichend die Rolle der terrikolen Oligochaeten.

2.2.8.5. Die Beeinflussung von Parasiten durch Regenwürmer

Durch die zentrale Stellung der Regenwürmer im Dekompositionsgeschehen, durch die enge Kopplung an kurze Nahrungsketten sowie als deren zentraler Ausgangspunkt kommt dieser Organismengruppe auch noch eine bedeutende Rolle als Vektor diverser Krankheitserreger und Parasiten zu. EDWARDS und LOFTY (1977) geben hierzu einige Beispiele. Generell muß man jedoch sagen, daß bisher die epidemiologische Bedeutung der Regenwürmer, wie vor allem auch anderer individuenreicherer Bodentiergruppen, bei weitem unterschätzt wird. Neuere Arbeiten von PURRINI (1983) scheinen dies zu bestätigen.

2.2.8.6. Die Beeinflussung von Schadorganismen durch Regenwürmer

Um das Bild über die Rolle der Regenwürmer abzurunden, sei noch eine weitere wohltätige Leistung hier insbesondere der anektischen Art *Lumbricus terrestris* erwähnt, die für den integrierten Pflanzenschutz in Monokulturen von Bedeutung sein kann. So berichten HIRST und STEDMAN (1962), daß die Abnahme des Fallaubs in Apfelanlagen durch Regenwürmer den in den Blättern überwinternden Schorfpilz (Venturia inaequalis) nachhaltig reduziert. NIKLAS und KENNEL (1979) berichteten darüberhinaus von einer Reduktion bestimmter (schnitt-)holzbewohnender Schadpilze, wie z.B. *Monilinia laxa* und *Nectria cinnabarina*, durch die Tätigkeit der Regenwürmer.

2.2.8.7. Die Beeinflussung der Keimfähigkeit von Samen

Bereits DARWIN (1881) wies auf die Bedeutung hin, die Regenwürmer für die Einarbeitung von Pflanzensamen in die obere Bodenkrume haben. Durch das Einbringen von Pflanzensamen ('seed burial') in den Boden wird deren Überlebenschance erheblich erhöht. Zum einen werden Samen potentiellen Konsumenten aus dem Bereich der Vögel, Nager aber auch seminisuger und seminiphager Insekten entzogen, zum anderen gelangen sie in eine mikroklimatisch günstigere Umwelt (geringere Temperaturschwankungen, gleichmäßige, hohe Feuchtigkeit), die die Keimbereitschaft erhöht. Eine Reihe von Autoren untersuchten und beschrieben dieses Phänomen näher (KROPAC 1966; MACRILL 1974; CORRAL 1978). Die interesssanteste Darstellung lieferte jedoch GRANT (1983), der nachweisen konnte, daß die Keimfähigkeit nach einer Magen-Darmpassage bei Nicodrilus longus und Lumbricus terrestris unterdrückt oder gefördert werden kann, je nach Art der Pflanzensamen. Regenwürmer scheinen somit eine Vorselektion der Pflanzenarten zu bewirken, wobei es zukünftigen Untersuchungen vorbehalten bleibt, den Einfluß auf die Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften quantitativ zu ermitteln.

2.3. Das Vorkommen der Regenwürmer in den mitteleuropäischen Ökosystemen

2.3.1. Biogeographische Aspekte zum Vorkommen der Regenwürmer

Um das Artenspektrum der Regenwürmer in den Weinbergen Mitteleuropas bewerten zu können, ist es vorerst notwendig, einige biogeographische Aspekte anzusprechen.
Es gibt im Tierreich sicherlich nur wenige Klassen und Ordnungen, wo eine scharf ausgeprägte Beziehung zwischen systematischer Verwandtschaft und geographischer Verbreitung so deutlich dargestellt werden kann wie bei der Ordnung der Oligochaeten. Wir verdanken dem deutschen Zoologen Wilhelm Michaelsen, einem der bedeutendsten Oligochaetenforscher, eine auch heute noch in den Grundzügen gültige Darstellung der systematischen und tiergeographischen Verhältnisse dieser Tiergruppe (MICHAELSEN 1903). Michaelsen war es auch, der als erster Zoologe die Wegenersche Kontinentalverschiebungstheorie durch die Verbreitungsverhältnisse der Oligochaeten stützen konnte (MICHAELSEN 1922).
Von den neueren Arbeiten, die sich mit der Systematik und Verbreitung der Regenwürmer (Lumbricina) beschäftigen, sei hier nur eine moderne zusammenfassende Arbeit von SIMS (1980) erwähnt.

Mitteleuropa wird dem gemäßigt-eurasischen Terrikolen-Gebiet zugeordnet, das durch eine der jüngsten Oligochaetenfamilien, den Lumbricidae , charakterisiert ist. Die Verbreitung der einzelnen Regenwurmarten ist während der Glazialzeiten des Quartärs z.T. stark beeinflußt worden. Der größte Teil der Arten ist durch ein relativ kleines Verbreitungsareal gekennzeichnet und wird als endemisch bezeichnet. Diesen endemischen Formen stehen die peregrinen Formen gegenüber, die ein relativ starkes Ausbreitungsvermögen besitzen und daher auch als verschleppte Arten in anderen Faunenbereichen sich verbreiten konnten. Während wir in Westeuropa, in Südosteuropa und im Mittelmeerraum eine Reihe endemischer Arten finden, herrschen in Mittel- und Nordeuropa die peregrinen Arten vor. Dies gilt insbesondere für diejenigen Teile Großbritanniens, Norddeutschlands und Skandinaviens, die während des Glazials vom Eise bedeckt waren.
Die heutigen Weinanbaugebiete Mitteleuropas liegen südlich der Vereisungszone und unterscheiden sich durch zwei wesentliche Merkmale von den übrigen benachbarten Landschaften:

1. Sie sind klimatisch begünstigt und ermöglichen auch mediterranen und pontischen Faunen- und Florenelementen ein Vorkommen.
2. Sie liegen ausschließlich im Einflußbereich größerer Flußsysteme, insbesondere des Rheins und seiner Nebenflüsse, was der Verbreitung von Oligochaeten (Verfrachtung von Kokons nach Überschwemmung) sehr zugute kommen kann.

So ließen sich tatsächlich im Oberrheintal Arten nachweisen, die endemisch sind (Allolobophora satchelli BOUCHÉ 1972) oder die dem atlantischen (Lumbricus friendi, Allolobophora icterica) bzw. pontischen (Lumbricus polyphemus) Bereich zuzuordnen sind. Eine flächendeckende Kartierung der Regenwürmer, wie sie für Frankreich (BOUCHÉ 1972), Teile Österreichs (SEEWALD 1979), Ungarn (ZICSI, 1968), Rumänien (POP 1948) oder Polen (PLISKO 1973) vorliegt, gibt es für die Bundesrepublik Deutschland noch nicht. Somit läßt sich hier auch nichts Endgültiges über das Artenpotential der Weinanbaugebiete sagen. Das Besiedlungspotential der Weinberge wird ausschließlich aus benachbarten naturnahen und kultivierten Flächen rekonstruiert. Auf diesen Flächen muß man deshalb von der tatsächlichen Ist-Situation ausgehen, ohne die historische Entwicklung nachvollziehen zu können (siehe 6.4.).

2.3.2. Das Vorkommen und die Bedeutung der Regenwürmer in verschiedenen Ökosystemen Mitteleuropas

Der Vergleich der Lumbricidenfauna verschiedener Ökosysteme, sei er qualitativ hinsichtlich des Artenspektrums oder quantitativ hinsichtlich Dominanz und Produktivität, ist eine weitere Voraussetzung für die Bewertung der Lumbricidenfauna in den Weinbergen. Ein solcher Vergleich würde mit Leichtigkeit den Inhalt einer umfangreichen Monographie füllen, so daß hier nur das Wesentlichste aufgeführt werden kann.

Dabei müssen zwei Aspekte besonders berücksichtigt werden:

1. Gibt es in den verschiedenen Ökosystemen spezifische Lumbricidenassoziationen und wie lassen sich diese hinsichtlich einer interspezifischen Konkurrenz erklären?
2. Welchen Stellenwert nehmen die Lumbriciden in den einzelnen Ökosystemen aufgrund ihrer Artenzusammensetzung und Produktion ein und welche Bedeutung haben sie dabei für das Funktionieren des Systems.

Die Koexistenz von eng verwandten Arten am gleichen Standort ist nicht möglich, wenn die ökologischen Ansprüche dieser Arten identisch sind. Dieses "Konkurrenzausschluß-Prinzip"(HARDIN 1960) ist von sehr hohem heuristischen Wert, wobei eine vollständige Analyse des Prozesses der Konkurrenz sich als äußerst schwierig erweist (MAYR 1967).
Der Konkurrenzausschluß kann einmal gegeben sein durch eine geographische Vikarianz, wie wir es bei vollständig allopatrischen Arten finden, aber auch durch eine zeitliche oder ökologische Vikarianz, bei der Arten mit gleichen Nischenbedingungen diese in unterschiedlichen Jahreszeiten in Anspruch nehmen. Bezieht man die zeitliche Komponente in den Nischenbegriff mit ein, so handelt es sich bei letzterem streng genommen um eine Nischenüberlappung.
Das Vorkommen verschiedener Arten einer ökologischen Kategorie (siehe Kap.5.1.3.) an einem Standort macht es daher notwendig, die Nischenverhältnisse der einzelnen Arten besser zu untersuchen. Dies gilt nicht nur für eine genauere Charakterisierung der Habitate und Milieufaktoren ("Mesologie", nach BOUCHÉ 1972), sondern auch für eine exaktere Beschreibung der Lebensweise, einschließlich ethologischer und physiologischer Parameter.
Ansätze hierzu sind außerhalb Mitteleuropas bereits gemacht worden, wobei die Arbeitsgruppen um BOUCHÉ (Frankreich) und ZICSI (Ungarn) hervorgehoben werden müssen.

Es zeigt sich bei diesen Arbeiten, wie wertvoll es ist neben einer flächendeckenden Erfassung einer Tiergruppe auch Milieufaktoren zu berücksichtigen. Darüberhinaus wurden gezielte Untersuchungen zur Ökologie einzelner Arten sowie Assoziationen gemacht, die in einem ökosystemaren Zusammenhang (IBP-Projekte) dargestellt werden können.
Dies führt uns zu der Frage nach dem Stellenwert der Lumbricidenpopulationen in verschiedenen Ökosystemen Mitteleuropas.
Grundsätzlich muß gesagt werden, daß eine detaillierte Bewertung erst dann möglich ist, wenn die Zönosen der wichtigsten Ökosysteme in Struktur und Funktion einigermaßen beschrieben sind. Dies gilt in der Bundesrepublik Deutschland für Bodenorganismen noch nicht einmal für die Flächen des "Solling (IBP)-Projektes". Es ist sogar anzunehmen, daß eine synökologische Beschreibung der Agrarökosysteme (Monokulturen) eher durchführbar ist als die der relativ kompliziert strukturierten naturnahen Waldökosysteme. Man sollte dabei jedoch nicht vergessen, daß für die Bewertung bestimmter struktureller oder toxischer Belastungen der Vergleich mit naturnahen Systemen unabdingbar ist.
Dies gilt für Bodenorganismen, wie Lumbriciden, vor allem, um anhand der wichtigsten abiotischen Faktoren die Nischenbreite der einzelnen Arten festlegen zu können. Zahlreiche Einzeluntersuchungen weisen darauf hin, welche strukturellen und abiotischen Faktoren das Vorkommen bestimmter Regenwurmarten beeinflussen (siehe 5.1.).

Der Stellenwert, den man Lumbriciden in naturnahen Ökosystemen zuordnen kann, variiert außerordentlich stark. Beschränken wir uns nur auf die Waldökosysteme, so müssen wir feststellen, daß es Wälder gibt, deren Böden nicht von Lumbriciden besiedelt werden. Dies gilt z.B. für viele unserer Sauerhumus-Rotbuchenwälder, aber auch für manche Kiefernwälder auf podsolierten Sandböden. Diesen stehen Biomassewerte von 450g FG/m² und Abundanzen von 870Ind./m² in Hartholzauenwäldern (Fraxino-Ulmetum) gegenüber (KÜHLE, unveröffentlicht). Die Biomassewerte und Abundanzen schwanken stark, je nach Angebot der anfallenden Laubstreuproduktion, der Produktion der Kraut- und Strauchschicht sowie abiotischer Faktoren, wie Feuchtigkeitsverhältnisse, pH-Wert, Bodentyp und Temperatur. Hinsichtlich der Artenzahl zeigen Auenwälder in Mitteleuropa den größten Artenreichtum, wobei hier sehr häufig auch seltene Arten gefunden werden können (*Allolobophora limicola*, *A. minuscula*, *Dendrobaena pygmaea*), so daß Artenzahlen von mehr als zehn keine Seltenheit sind. Gerade bei Auenwäldern läßt sich eine deutliche Korrelation der Artenspektren und der Produktivität der Lumbriciden zu den verschiedenen Auenbodentypen herstellen (KÜHLE, unver-

öffentlich). Auffallend ist hier der Übergang von kleinen individuenreichen epigäischen und endogäischen Formen (Eiseniella tetraedra, Allolobophora oculata, A. chlorotica) in der Weichholzaue zu größeren Formen in Hartholzauen (Lumbricus rubellus, Octolasiumarten, Allolobophora rosea und A. caliginosa), die erst in ihrem Übergang zu Eichen-Hainbuchenwäldern ein deutliches Dominieren der anektischen Arten (Lumbricus terrestris, L. polyphemus, Allolobophora longa terrestris) zeigen.
Wie weit Artenspektrum, Dominanz, Frequenz und eine Ähnlichkeit der Assoziationen in Eichen-Hainbuchenwäldern gegeben ist, wurde vor kurzem von ROZEN (1982) aufgezeigt.
Bei allen diesen Untersuchungen zeigt sich immer wieder, daß in natürlichen oder naturnahen meso-trophen Waldökosystemen alle drei ökologischen Kategorien (siehe Kap. 5.1.2.) vertreten sind, wobei überwiegend Zwischenformen auftreten.

Anthropogen geprägte Waldökosysteme, wie z.B. Fichtenmonokulturen, zeigen dagegen eine Degradation der Lumbricidengesellschaften, die sich meist noch ärmer darstellen, als die Assoziationen der natürlichen borealen Nadelwälder, bei denen anektische Formen zurücktreten und säuretolerante epigäische Arten dominieren oder Lumbriciden durch Enchytraeiden vollständig vertreten werden.

Bei den Grünlandökosystemen, die bis auf die subalpinen Rasen fast ausschließlich anthropogen geprägt sind, treten verschiedenste Vegetationsformen auf, die durch unterschiedliche Nutzungsart und -intensität charakterisiert sind.
In ihnen herrschen regenerationsfreudige und lichtliebende Hemikryptophyten vor, die durch ihr kräftiges Wachstum und ihre Anpassung an den Bewirtschaftungsrhythmus das Aufkommen von Therophyten verhindern.
Die Bewirtschaftungsformen reichen von der wenig gedüngten Streuwiese über die artenreiche einschürige Futterwiese bis zur intensiv gedüngten ertragreichen zweischürigen Futterwiese oder von der nährstoffarmen, aber arten-(Kräuter-) reichen Triftwiese über die mesotrophen Standweiden bis zur intensiv gedüngten ertragsreichen Umtriebs-Mähwiese. Einen Überblick über die verschiedenen standortbedingten Pflanzengesellschaften gibt ELLENBERG (1978).
Die Artenzusammensetzung der Lumbricidenpopulationen ist in Grünlandökosystemen von den dort vorherrschenden Bodenfaktoren geprägt (insbesondere Feuchtigkeit, pH-Wert und Temperatur).
Epigäische Arten, insbesondere die kleinen Dendrobaena-Arten, treten zurück zugunsten der endogäischen Oberboden- und Mineralbodenbewohner. Beherrschend

ist jedoch in diesen Ökosystemen das Auftreten großer anektischer Arten, wobei bei uns Lumbricus terrestris dominiert. Damit erhalten diese Systeme aus der Sicht der Lumbricidenfauna einen ausgeprägten "Prärie"- oder "Steppencharakter". Dies bezieht sich weniger auf das Artenspektrum, als vielmehr auf die Zusammensetzung bzw. das Dominieren bestimmter ökologischer Kategorien. So kommt z.B. Lumbricus terrestris in der (Wald-) Steppenzone Ungarns und der südl. UdSSR von Natur aus nicht vor, sondern wird durch andere anektische Arten vertreten (PEREL 1975; GHILAROV 1956)
Sowohl in den natürlichen Graslandökosystemen Osteuropas als auch in den anthropogenen Grünlandökosystemen Mitteleuropas wird der Umfang der Lumbricidenpopulationen vom anfallenden Bestandsabfall der Primärproduzenten bestimmt sowie von dem Feuchtigkeitsregime, dem Karbonatgehalt und der Bodenart (Korngrößentextur). Ein Vergleich verschiedenster Arbeiten (siehe Tab. 1) zeigt, daß in diesen Ökosystemen Abundanzen und Biomassewerte bei Regenwürmern erreicht werden können, die mit 481-524 Ind./m² und 112-120 g/m² (REYNOLDSON 1955) zu den höchsten Werten zählen.
Dies gilt nicht nur für die gemäßigt temperierte Zone, sondern auch für tropische Grassavannen (GOFFINET 1975,1976; LAMOTTE 1975; LAVELLE 1978,1983; PETERSEN and LUXTON 1982; SENAPATI 1980).
Grund für die hohen Werte ist die große Umsatzrate des organischen Materials, das hier vor allem auch unterirdisch als Feinwurzelbiomasse produziert wird.

Die bisher umfangreichste ökosystemare Studie zur Analyse der Bodenfauna in einem Graslandökosystem der temperierten Zone legten PERSSON und LOHM (1977) vor. Sie fanden 1971-72 auf der IBP-Untersuchungsfläche "Spikbole" in Mittelschweden, daß die Lumbriciden mit nur 5.932 g TG/m² dennoch 56 % der gesamten jährlichen Biomasse der Bodentiere ausmachten und daß sie auch bei der jährlichen Respirationsleistung dominierten (76 kcal/m² = 38 %).

Unterliegen Gründlandstandorte nicht mehr einer landwirtschaftlichen Nutzung, so machen sie eine natürliche Vegetationsentwicklung durch, die je nach Standortverhältnissen unterschiedlich verlaufen kann (ELLENBERG 1978).
Die Problematik der Artendynamik und Veränderung des Lebens- und Wuchsformenspektrums von Brachflächen sowie eine landschaftspflegerisch sinnvolle Konzeption von Maßnahmen zum Offenhalten dieser Flächen führte in den 70-er Jahren zu einer Reihe von Versuchsprogrammen, bei denen "eine ungestörte Vegetationsentwicklung ("natürliche Sukzession") und der Einfluß extensiver Pflegemaßnahmen auf diese an den verschiedenartigsten Standorten untersucht wurden.

TAB. 1 : ABUNDANZ- UND BIOMASSEWERTE VON REGENWÜRMERN IN VERSCHIEDENEN ÖKOSYSTEMEN

HABITAT	ABUNDANZ (Ind./m^2)	BIOMASSE (g FG/m^2)	LITERATUR
NATÜRLICHE ÖKOSYSTEME			
1. Tundra	-	2.3	PETERSEN u. LUXTON 1982
(Taimyr ,UdSSR) T12-T17			(CERNOV 1975)
(Pt. Barrow) T22-T27			(MC LEAN 1980)
2. Grasland der gemäßigten Klimazone	-	24.3	PETERSEN u. LUXTON 1982
(Spikbole,Schweden) G01	(103-167)	(30-35)	(PERSSON u. LOHM 1977)
(Matador, Kanada) G36			(WILLARD et al. 1973)
(Pawnee,Col.USA) G48			(CROSSLEY u. Lloyd 1970)
3. Tropische Grasländer	-	1.3	PETERSEN u. LUXTON 1982
(Lamto-Savanne,Elfenbeinküste)	(230)	(49)	(LAVELLE 1974)
(Kabanyolo,Uganda)			(BLOCK u. BANAGE 1968)
(Haut-Shaba-Savanne,Zaire)			(GOFFINET 1975,1976)
4. Nadelwälder (boreale)	-	3.6	PETERSEN u. LUXTON 1982
(Harviala,Finnland) C08	(14-68)	(-)	(HUHTA u. KOSKENNIEMI 1975)
(Ivantjärnskeden,Schweden) C11			(PERSSON u. LOHM 1980)
(Shiga Yama, Japan) C48	(27-72)	(-)	(KITAZAWA 1971)
5. Laubwälder der gemäßigten Klimazone (Modertyp)	-	1.5	PETERSEN u. LUXTON 1982
(Mulltyp)	-	42.3	PETERSEN u. LUXTON 1982
6. Tropische Regenwälder	-	2.3	PETERSEN u. LUXTON 1982
(Lamto-Galeriewälder,Elfenbeinküste)	(70-130)	(3.4-6.8)	(LAVELLE 1978)
(Kabanyolo-Sumpfwälder,Uganda)			(BLOCK u. BANAGE 1968)
(Pasoh, Regenwälder,Malaysia)			(KONDOH et al.1983)
(Sepilok,Regenwälder,Borneo)			(KITAZAWA 1971)
(Haut Shaba, versch.Waldtypen)E16-18			(GOFFINET 1975)
(Amazonien,Überschwemmungswälder)			(IRMLER 1976,BECK 1981)
ANTHROPOGENE ÖKOSYSTEME			
1. Ackerland	146-220	50-76	EDWARDS u. LOFTY 1977
2. Obstplantagen (begrünt)	254-848	63-287	EDWARDS u. LOFTY 1977
3. Weideland	260-960	52-272	EDWARDS u. LOFTY 1977

(Abkürzungen und Zitate in Klammern siehe bei PETERSEN u. LUXTON 1982)

Stellvertretend sei hier ein Projekt aus Baden-Württemberg erwähnt, das von SCHREIBER (1977,1979) und SCHIEFER (1980) ausführlicher dargestellt wurde. Es zeigte sich hierbei (SCHREIBER 1979), daß die Abundanz und Biomasse von Lumbriciden in deutlicher Abhängigkeit von der Art und Intensität der Bewirtschaftung standen, wobei mit abnehmender Häufigkeit der "Nutzung" die relativen Abundanzwerte zwischen 393 Ind./m² und 2-10 Ind./m² lagen. Dabei ließ sich eine deutliche positive Korrelation zwischen der auffallenden Streumenge sowie bestimmten Boden- und Klimafaktoren und der Produktion und Assoziation der Lumbricidenpopulationen herstellen.
Wenden wir uns den Agrarökosystemen unserer Landschaft zu, die einer intensiven Pflege und besonderen Kulturmaßnahmen bedürfen, so müssen wir trotz bestehender Zwischenformen folgende Differenzierung vornehmen:

1) Nutzungstypen mit einjährigen Nutzpflanzen
   - auf der Stratenebene der Krautschicht
     (Monokulturen des Getreide- und Ackerfutterbaus sowie des Hackfruchtbaus)

2) Nutzung mit mehrjährigen Nutzpflanzen

2.1) - auf der Stratenebene der Krautschicht (z.B. flächendeckende Mono- oder Mischkulturen des Leguminosenfeldbaus)

2.2) - auf der Stratenebene der Strauchschicht
     (nach Zeile und Gasse gegliederte Dauermonokulturen des Wein- und Beerenobstanbaus)

2.3) - auf der Stratenebene der Baumschicht
     (nach Zeile und Gasse gegliederte Dauermonokulturen des Obstanbaus und der Baumschulkulturen

Die Übersicht in Abb. 2 zeigt uns, daß die charakteristischen Merkmale der einzelnen Nutzungstypen, die neben den standortlichen Bedingungen einen Einfluß auf die Dominanzstruktur und den Umfang der Lumbricidenpopulationen haben,können jeweils unterschiedlich stark zur Wirkung kommen. So spielen beispielsweise in ackerbaulich genutzten Monokulturen Bodenbearbeitungsmaßnahmen eine wesentlich größere Rolle als in Dauerkulturen. In diesen wiederum liegt der Einsatz von Pestiziden weitaus höher als in den Ackerflächen.

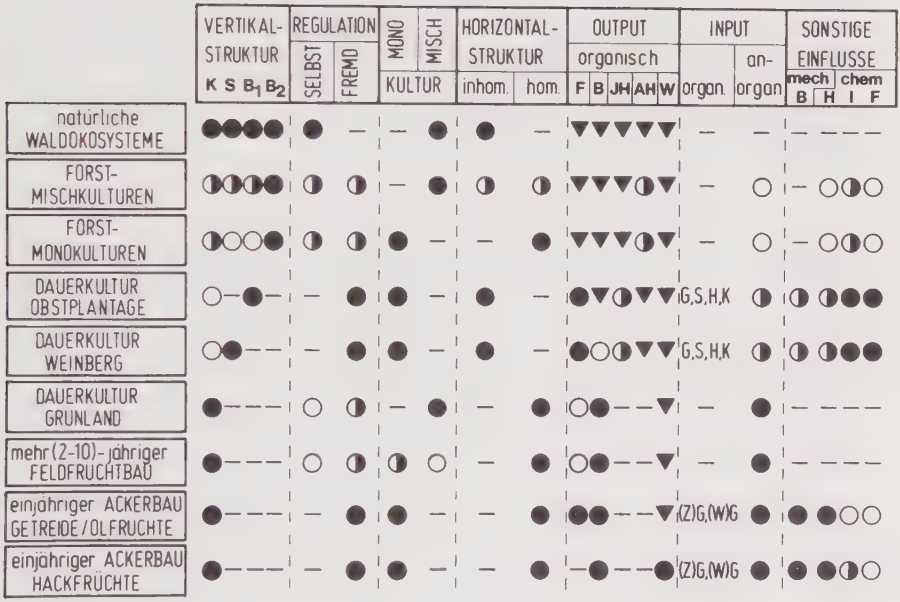


Abb. 2 : Charakterisierung verschiedener Nutzungstypen antropogen geprägter Ökosysteme. K = Krautschicht, S = Strauchschicht, B_1, B_2 = Baumstraten, F = Früchte, B = Blätter, JH = Jungholz, AH = Altholz, W = Wurzeln, G = Grün-, S = Stroh-, H = Holzmulchung, K = Komposte, (Z) G = Zwischenfrucht als Gründüngung, (W) G = Winterbegrünung. ● stark, ◑ mittel, ○ schwach, — nicht ausgeprägt, ▼ Verbleib im System.

Bereits DARWIN (1881) war es bekannt, daß in alten Weideflächen weitaus mehr Regenwürmer vorkommen als in Ackerflächen. Zahlreiche Veröffentlichungen berichten darüber, daß nach einem mehrmaligen Umbrechen (Pflügen) der Grasnarbe die Zahl der Regenwürmer beständig abnimmt (GRAFF 1953, EVANS und GUILD 1948). Dabei spielt weniger eine mechanische Beschädigung der Tiere eine Rolle (EDWARDS und LOFTY 1977) als vielmehr eine Zerstörung der obersten z.T. horizontalen Gangsysteme epigäischer Arten und eine starke Abnahme der verfügbaren organischen Nahrungssubstanz. Wieweit es möglich ist mit modernen agrotechnischen Verfahren ("Bodenpflegemaßnahmen") die Abundanz und Biomasse der Regenwurmpopulationen zu fördern, wurde in vielen Forschungsprogrammen untersucht. Es seien hier nur stellvertretend einige grundlegende und wegweisende Arbeiten erwähnt: GRAFF (1964), WILCKE (1962), EDWARDS und LOFTY (1975, 1977), ATLAVINYTE (1975).

Die ackerbaulichen Nutzungstypen mit einer einjährigen Monokultur, sei es Getreide- Ölfrucht- oder Ackerfutterbau, bei denen die oberirdische Phytomasse dem System entnommen wird, oder aber der Hackfruchtbau, bei dem zusätzlich die unterirdische Biomasse genutzt wird, können in einer Nutzungsform vorliegen, bei der eine enge Fruchtfolge von Monokulturen gekoppelt ist mit dem Offenliegen der Bodenoberfläche außerhalb der Vegetationsperiode, dem Abbrennen einer Strohdecke und intensiven Bodenbearbeitungsmaßnahmen. Dieser extremen rein betriebswirtschaftlich ausgerichteten ackerbaulichen Nutzungsform, die allen Organismen des Edaphons abträglich ist, stehen Maßnahmen zur Seite, die Bodenfruchtbarkeit und Bodenleben fördern, sei es Zwischenfruchtbau und Gründüngung, die Einbringung von organischem Fremdmaterial, wie Stallmist, Stroh oder Müllkompost, breitere Fruchtfolgen und andere Bodenbearbeitungsverfahren wie z.B. das "direct drilling" - oder "non-till-farming" (EDWARDS und LOFTY 1974, 1977, EDWARDS 1979).
Das Artenspektrum der Lumbriciden bleibt auf den ackerbaulichen Nutzungstypen erhalten und verändert sich meist nur in der Dominanzstruktur und im Umfang von relativer Abundanz und Biomasse. In welcher Weise hier Anpassungsstrategien bezüglich struktureller Veränderungen erkennbar sind, wird später diskutiert. Einjährigen Nutzungstypen stehen mehrjährige Kulturen und Dauerkulturen gegenüber. Sie sind gekennzeichnet durch eine einschichtige Stratenstruktur, sei es auf der Ebene
- der Krautschicht (mehrjähriger Leguminosenfeldbau),
- der Strauchschicht (Rebkulturen, Beerenobstbau und Hopfenanbau) oder der
- Baumschicht (Obstanbau, Baumschulen).

Dabei kann anbaubedingt eine strenge strukturelle Gliederung in Pflanzzeilen und Fahrgassen ("Plantagenbetrieb") bestehen, die auf eine homogene Verteilung des Edaphons Einfluß nimmt.
Ein mehrjähriger Feldfruchtanbau, sei er in Form einer reinen Monokultur oder in Form von Mischkulturen, nähert sich hinsichtlich Abundanz und Biomasse, z.T. auch des Artenspektrums, den Verhältnissen beim Dauergrünland an (ATLAVINYTE 1975). Umfangreichere vergleichende Untersuchungen stehen hier allerdings noch aus. In Obstplantagen und damit langjährigen Dauerkulturen können Regenwurmpopulationen einen erheblichen Umfang einnehmen und zur absolut dominierenden Gruppe des Zooedaphons werden (HOEKSEMA et al. 1956, RAW 1959 und 1962, RHEE und NATHANS 1961, STRINGER und PICKARD 1963, RHEE 1967 und 1971, DZANGALIEV und BELOUSOVA 1969, WESTERINGH 1972, BAILY 1974, STRINGER und LYONS 1974, COOK 1975, NIKLAS, WELLER und KENNEL 1979, NIKLAS 1980, KÜHLE 1983).
In der Bundesrepublik Deutschland wurden die bisher umfangreichsten Untersuchungen von KOLBE (1981) und KÜHLE (1983 b) sowie von NIKLAS (1980) und NIKLAS, WELLER und KENNEL (1979) durchgeführt.

KÜHLE (1983 b) führt unter Berücksichtigung der Arbeit von NIKLAS (1980) insgesamt 12 Regenwurmarten auf, die in modernen Erwerbsobstbauanlagen der Bundesrepublik Deutschland bisher nachgewiesen werden konnten, nämlich die Lumbricus-Arten L. terrestris, L. castaneus und L. rubellus, die Allolobophora-Arten A. antipai, A. caliginosa, A. chlorotica, A. icterica, A. longa terrestris und A. rosea, die Octolasium-Arten O. cyaneum und O. lacteum sowie die hydrophile Art Eiseniella tetraedra in hydromorphen Böden.

In einer Apfelobstplantage bei Bonn konnte er in einer Langzeitversuchsfläche (18 Jahre) zur Untersuchung des Einflusses von acht verschiedenen Bodenpflegemaßnahmen nachweisen, daß Anpassungsstrategien der Regenwurmpopulationen eng gekoppelt sind mit der Zuordnung der Arten zu den ökologischen Lebensformtypen und ihren spezifischen Entwicklungsstrategien (siehe Kap. 5.1.), die in diesem System größtenteils von den Bodenpflegemaßnahmen und der Bereitstellung von organischer Nahrungssubstanz beeinflußt werden. Dabei können die Regenwurmassoziationen in einigen Fällen mehr den Charakter von Steppen- und Grünlandökosystemen einnehmen, in anderen dagegen mehr den der Waldökosysteme, wobei gleiche Arten teilweise völlig verschiedene Populationsstrukturen aufweisen können, wie es KÜHLE (1983 b) anhand einer Gewichtsklassendifferenzierung ermittelte.

Die Abundanz bzw. Biomassewerte reichten dabei von 13 Ind./m² bzw. 0,4 g FG/m² (mechanisch offengehaltener Boden) bis zu 486 Ind./m² bzw. 162 FG/m² (Kombination aus Dauerbegrünung in der Gasse und Unterbaum-Herbizidbehandlung mit Schnittholzmulchung).

Da in Erwerbsobstbauanlagen der Umfang von ausgebrachten Pestiziden eine erhebliche Rolle spielt, weist KÜHLE (1983 b) auch auf den Einfluß der Chemikalien auf die einzelnen Regenwurmarten anhand der spezifischen Populationsstrukturen in den verschiedenen Bodenpflegeversuchen hin.

Es wird dabei deutlich, wie schwierig es ist, strukturelle und toxische Einflüsse scharf voneinander zu trennen, zumal eine gegenseitige Beeinflussung vorliegen kann.

2.4. Die Charakteristika des Weinbergsökosystems

Rebkulturen sind landwirtschaftliche Dauermonokulturen, die in ihrer vertikalen Gliederung nur die Stratenebene der Strauchschicht aufweisen. Die Verteilung der Reben im Bestand ist gleichmäßig, wobei sich in modernen Rebanlagen eine horizontale Gliederung in Rebzeile und Fahrgasse erkennen läßt.
Die Nutzungsdauer der Bestände liegt heute in der Regel bei 30-40 Jahren.
Grundlage des modernen Weinbaus ist die Entwicklung des Pfropfrebenbaus, bei dem spezielle reblausresistente Unterlagen für die verschiedenen Weinbergsbodentypen verwendet werden, um auf diese Edelreissorten aufzupfropfen, die nicht nur den standörtlichen Bedingungen (Vegetationszeit, Sonnenscheindauer, Niederschläge, Wintertemperaturen, Mikroklima) angepaßt sind, sondern die auch Weine hervorbringen, die geschmacklich variieren (sortenspezifische Weine).

Die Biomasse-Produktion ist ausschließlich auf den qualitativen und quantitativen Traubenertrag ausgerichtet. Hieran orientiert sich die Auswahl der Unterlagen, der Edelreissorten, der Erziehungsform und des Standortes.
Neben der Traubenbiomasse, die dem Weinbergsökosystem bei jeder Ernte entzogen wird, fällt alljährlich auch Bestandesabfall an und zwar zu unterschiedlichen aber jeweils definierten Zeitpunkten, nämlich

- Schnittholz beim Rebschnitt meist in den auslaufenden Wintermonaten Februar/ März
- Jungholz und Blattmaterial bei der Gipfelung im Sommer und
- Blattmaterial beim herbstlichen Laubfall.

(Näheres hierzu siehe im Kapitel 6.1.).
Außerdem kann durch spezielle Bodenpflegemaßnahmen zusätzlich organisches Material in das Agrarökosystem Weinberg eingebracht werden (Bodenbegrünung, Holzmulchung, Strohmulchung u.a., siehe Abschnitt 2.4.7.)
Das Ökosystem des Weinbergs läßt sich als Agrarnutzungstyp deutlich von anderen Typen abgrenzen (siehe Abb. 2)

2.4.1. Die Anbaugebiete

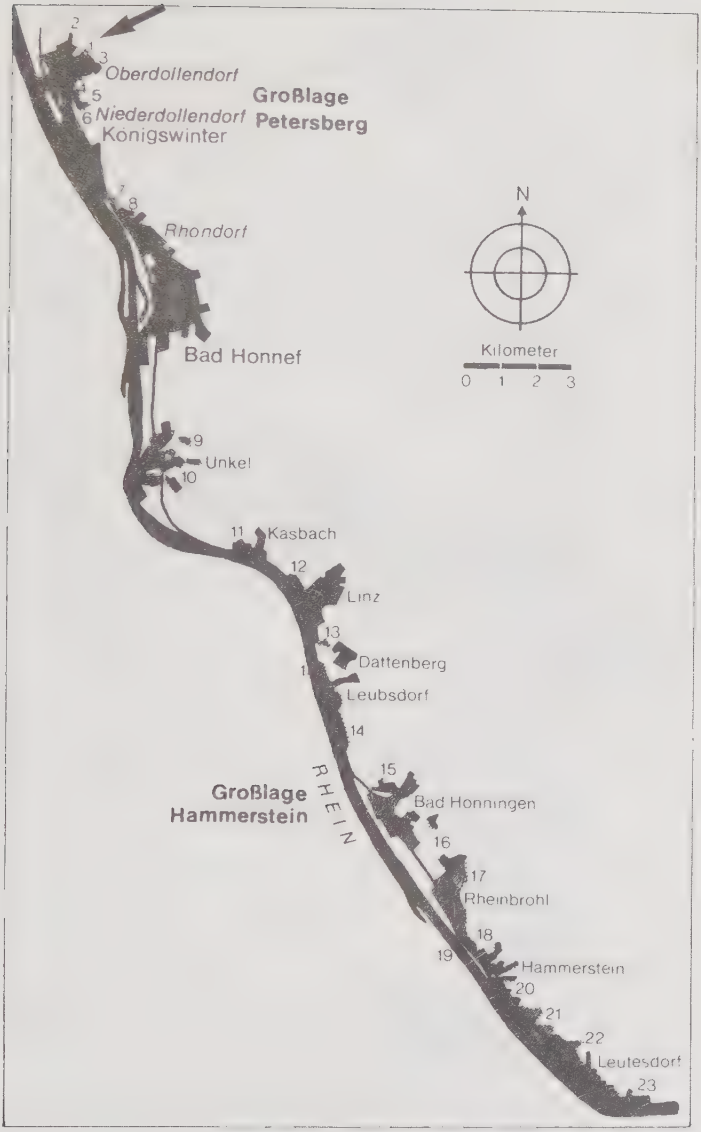
Der Weinbau läßt sich in der Abendländischen Kultur bis zu deren Anfängen bei den Minoern zurückverfolgen. In Mitteleuropa wurde er durch die Römer eingeführt. Die Anbaugebiete und Anbauflächen unterlagen im Verlauf der Jahrhunderte zum Teil großen Veränderungen. Einen Überblick zur geschichtlichen Entwicklung des Weinbaus in Mitteleuropa geben AMBROSI und BECKER (1978). Abb. 3 a-f gibt eine Übersicht über die heutigen Weinanbaugebiete Mitteleuropas und über die Lage der in dieser Arbeit aufgeführten Untersuchungsflächen.

Aus klimatologischer und vegetationskundlicher Sicht ist Mitteleuropa kein scharf umrissenes Gebiet, sondern geht besonders nach Westen und Osten gleitend in Nachbarräume über. Streng genommen müssen die Weinanbaugebiete der Schweiz und Österreichs sowie Böhmen und das Elsaß miteinbezogen werden, zumal diese Gebiete auch weinbaulich mit den deutschen Anbaugebieten verwandt sind. Aus biogeographischer Sicht lassen sie sich jedoch nicht ohne weiteres miteinander vergleichen, so daß in diesen Gebieten mit einem etwas anderen Besiedlungspotential an Lumbricidenarten zu rechnen ist. In den deutschen Weinanbaugebieten wurden in folgenden Regionen Untersuchungen an Lumbriciden im Weinberg durchgeführt: Ahr (Marienthal), Mittelrhein (Oberdollendorf) Mosel (Bernkastel-Kues, Brauneberg), Rheinhessen (Mettenheim) Rheinpfalz (Zellertal), Rheingau (Eltville, Assmannshausen) und Unterfranken (Thüngersheim, Güntersleben, Randersacker, Untereisenheim) (siehe Abb. 3 a-f).

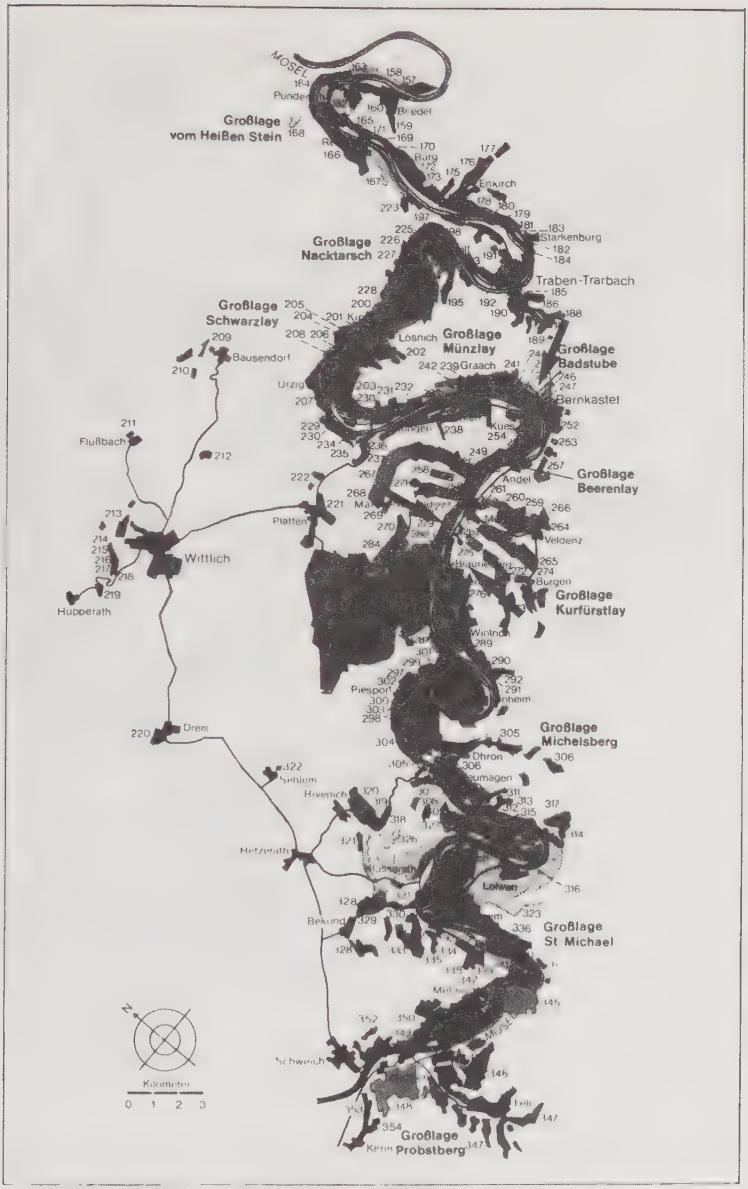
ULSHÖFER (1981) und SCHRUFT et al. (1982) führten Untersuchungen in Südbaden durch, BOSSE (1967) und BANSE et al. (1972) an der mittleren Nahe.

Selbst in den untersuchten Weinanbaugebieten stellen die Untersuchungsflächen bezüglich ihrer Reprasentativität nur einen Ausschnitt aus dem Gesamtspektrum der Standortvielfalt der Weinberge dar. Es bleibt daher zu wünschen, daß in Zukunft ständig weitere Untersuchungen auf den verschiedensten Flächen der Bundesrepublik Deutschland durchgeführt werden, nicht nur zur pedozoologischen Standortbewertung der gegebenen "Ist-Situationen", sondern auch zur Erfassung allgemeiner Gesetzmäßigkeiten und zum Erkennen langfristiger Veränderungen.

Auch der Vergleich mit der Situation der Regenwürmer in Weinanbaugebieten außerhalb der Bundesrepublik Deutschland gibt uns wesentliche Erkenntnisse zur Bewertung der eigenen Situation.


Oberdollendorf
Niederdollendorf
Königswinter
Großlage
Petersberg
Rhöndorf
Bad Honnef
N
Kilometer
0 1 2 3
Unkel
Kasbach
Linz
Dattenberg
Leubsdorf
Großlage
Hammerstein
RHEIN
Bad Honningen
Rheinbrohl
Hammerstein
Leutesdorf

N
Kilometer
Ahrweiler
Neuenahr
Ahr
Bad Neuenahr-
Ahrweiler
Walporzheim
Bachem
Großlage Klosterberg


MOSEL
Großlage vom Heißen Stein
Großlage Nacktarsch
Großlage Schwarzlay
Großlage Münzlay
Großlage Badstube
Großlage Beerenlay
Großlage Kurfürstlay
Großlage Michelsberg
Großlage St Michael
Großlage Probstberg
Traben-Trarbach
Bernkastel
Wittlich
Bausendorf
Flußbach
Platten
Hupperath
Dreis
Piesport
Dhron
Veldenz
Burgen
Andel
Graach
Losnich
Kues
Starkenburg
Enkirch
Briedel
Pünderich
Ellenz
Urzig
Wintrich
Ohlmheim
Zummagen
Ravenich
Schlieh
Hetzerath
Lösnich
Bekond
Schweich
Mehring
Kilometer
0 1 2 3
N

Mainz
Großlage Kaiserpfalz
Grlg. Schloß Rochus Kapelle
Grlg. Schlegelberg
Grlg. Rehbach
Grlg. Auflangen
Grlg. Gulden morgen
Grlg. Rheingrafenstein
Großlage Adelberg
Grlg. Pilgerpfad
Grlg. Gotteshütte
Großlage Sybillenstein
Grlg. Burg Rodenstein
Großlage Domblick
Großlage Liebfrauenmorgen

Großlage Schneptenpflug vom Zellertal (Zell)
Großlage Grafenstuck (Bockenheim)
Großlage Schwarzerde (Kirchheim)
Großlage Höllenpfad (Grunstadt)
Großlage Rosenbuhl (Freinsheim)
Großlage Saumagen
Großl. Kobnert (Kallstadt)
Großlage Hochmess (Bad Durkheim)
Großlage Honigsäckel
Großlage „Feuerberg" (Bad Durkheim)
Bad Durkheim
Großlage Schenkenböhl (Wachenheim)
Großlage Schneptenpflug an der Weinstr. (Forst)
Großlage Mariengarten (Forst)
Großlage Hofstuck (Deidesheim)
Großlage Meerspinne (Neustadt-Ortsteil Gimmeldingen)
Neustadt an der Weinstraße

Grl. Burg (Hammelburg)
Großlage Roßtal
(Karlstadt)
Grl. Kapellenberg
Großlagenfrei
Grl. Ravensburg
(Thungersheim)
Grl. Kirchberg
(Volkach)
Würzburg
Großlagenfrei
Grl. Honigberg
Grl. Ewig Leben
Grl. Teufelstor
Grl. Hofrat
(Kitzingen)
Grl. Ölspiel
Grl. Schloßberg
(Rodelsee)
Grl. Schild
(Abtswind)
Großlagenfrei
Grl. Burgweg
(Ipthofen)
Grl. Herrenberg
Grl. Schloßstuck
(Frankenberg)

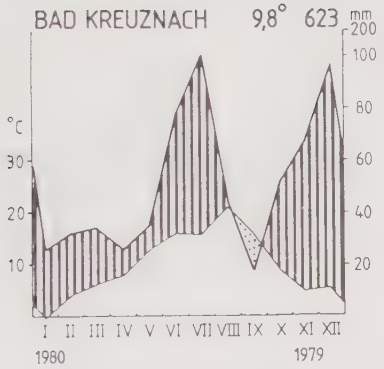
2.4.2. Klima

Die deutschen Weinbaugebiete liegen im nördlichsten Bereich der Rebenkultur. Daher gedeiht die Rebe bei uns nur in klimatisch begünstigten Lagen. Großklimatische Kriterien, um die Weinbauwürdigkeit eines Gebietes festzulegen, sind meist zu grob. Heute orientiert man sich aufgrund des Weinwirtschaftgesetzes daran, daß Reben nur auf solchen Standorten angebaut werden dürfen, auf denen bestimmte Leitsorten im Mittel von zehn Jahren gesetzlich festgelegte Mindestmostgewichte erwarten lassen (HORNEY 1978). Die pflanzenphysiologischen Klimaanforderungen der Rebe sind für die meisten Sorten sehr gut bekannt. Aufgrund von pflanzenökologischen Arbeiten weiß man, daß die Entwicklung der Reben im Frühjahr zwischen Austrieb und Blüte fast ausschließlich von der Temperatur abhängig ist.
Erst im Verlauf der Vegetationperiode gewinnen andere Faktoren an Bedeutung, wie etwa die Niederschläge oder die Bodenfeuchte aufgrund des Bodentyps, bestimmter Bodenpflegemaßnahmen u.a.
Diese Erkenntnisse führten zu umfangreichen Erfassungen des Gelände- und Lokalklimas in den verschiedenen Weinanbaugebieten und zu Standortklimakarten dieser Gebiete. KREUTZ und BAUER (1967) berücksichtigten bei der kleinklimatischen Geländekartierung der hessischen Weinbaugebiete:

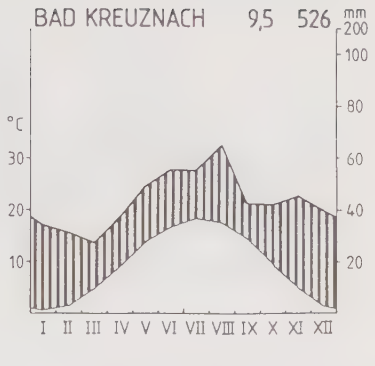
- die potentielle Strahlungsmenge
- die Frostwahrscheinlichkeit: -2°C und -4°C Spätfrost, Frühfröste
- die Windverhältnisse

Eine vergleichbare Kartierung der Standorte Unterfrankens wurde von WEISE und WITTMANN (1971) vorgelegt.
Neben dem Geländeklima kommt in den mitteleuropäischen Breiten dem Bestandsklima innerhalb der Rebanlagen eine besondere Bedeutung zu. Deutlich wird dieser Einfluß weniger bei der Entwicklung der vegetativen Organe als vielmehr bei der Qualität des Traubenmostes. Bestandsklimatische Unterschiede sind häufig durch bestimmte Anbaustrukturen und Erziehungsformen der Reben bedingt. Neben dem Standortklima dürften diese bestandsklimatischen Unterschiede auch einen starken Einfluß auf die Bodenzoozönose haben, insbesondere bei epigäischen Formen.
Zur Charakterisierung des Klimas der deutschen Weinbaugebiete werden in Abb. 4 die ombrothermischen Klimadiagramme nach WALTER (WALTER, HARNICKELL und MUELLER-DOMBOIS 1975) aufgeführt für die Orte: Bad Kreuznach (Nahe), Neustadt (Rheinpfalz), Weinsberg (Württemberg), Ahrweiler (Ahr), Bernkastel-Kues (Mosel), Trier (Mosek), Eltville (Rheingau), Würzburg (Franken), Freiburg (Baden) und Oppenheim (Rheinhessen). Neben den jeweils rechts angegebenen Diagrammen mit langjährigen Mittelwerten sind links die Diagramme für die Untersuchungsjahre 1979/1980 bzw. 1980 dargestellt.

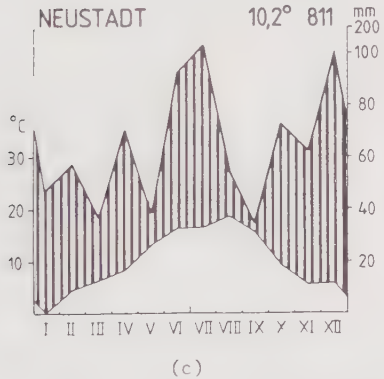
Abb. 4 : Ombro-thermische Klimadiagramme nach WALTER aus den wichtigsten Weinanbaugebieten der Bundesrepublik Deutschland.
rechts: langjähriges Mittel, links: 1979/1980 bzw 1980.


BAD KREUZNACH
9,8° 623 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII
1980
1979

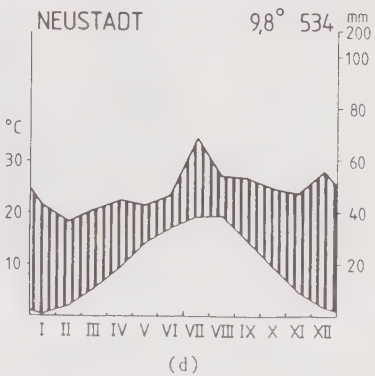
(a)


BAD KREUZNACH
9,5 526 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

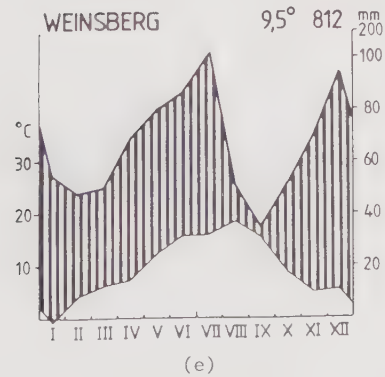
(b)


NEUSTADT
10,2° 811 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

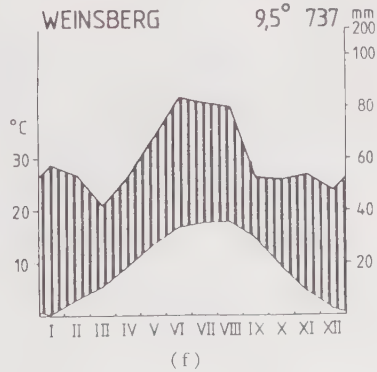
(c)


NEUSTADT
9,8° 534 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

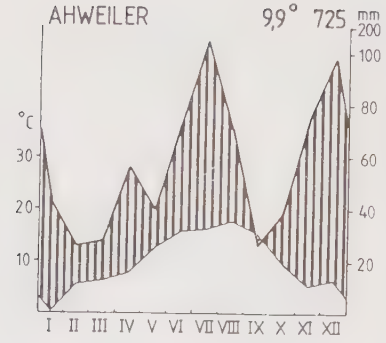
(d)


WEINSBERG
9,5° 812 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

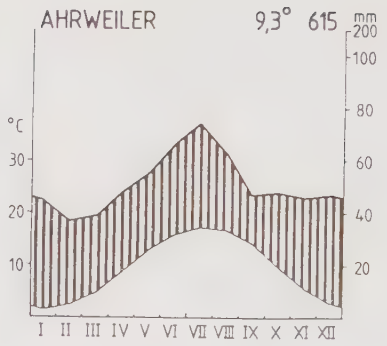
(e)


WEINSBERG
9,5° 737 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

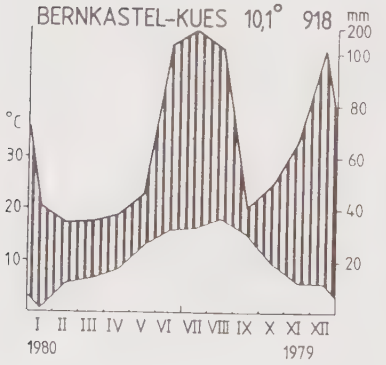
(f)


AHWEILER
9,9° 725 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

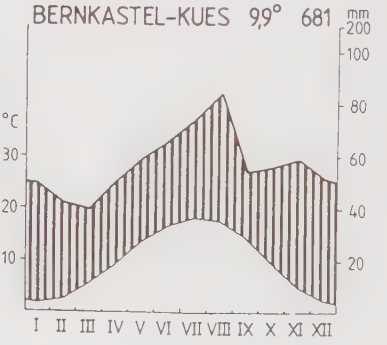
(g)


AHRWEILER
9,3° 615 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

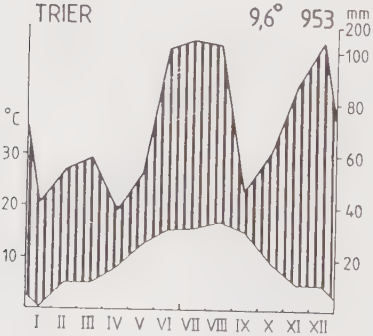
(h)


BERNKASTEL-KUES
10,1° 918 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII
1980
1979

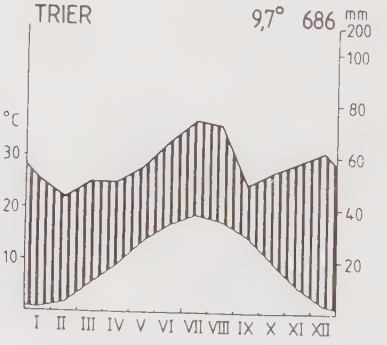
(i)


BERNKASTEL-KUES
9,9° 681 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

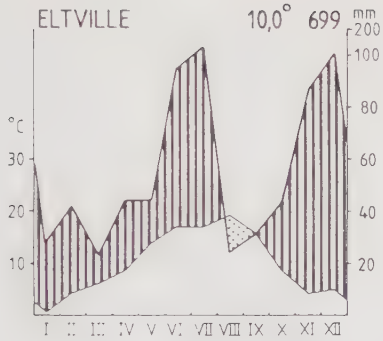
(j)


TRIER
9,6° 953 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

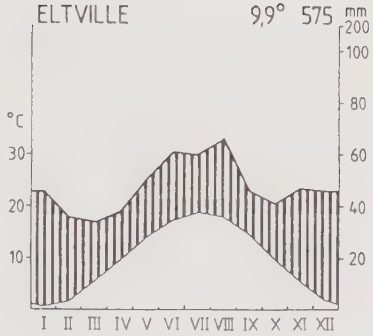
(k)


TRIER
9,7° 686 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

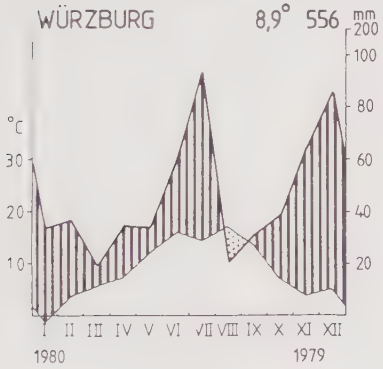
(l)


ELTVILLE
10,0° 699 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

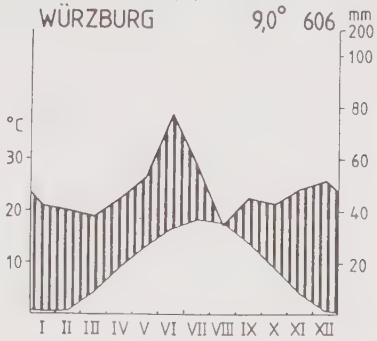
(m)


ELTVILLE
9,9° 575 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

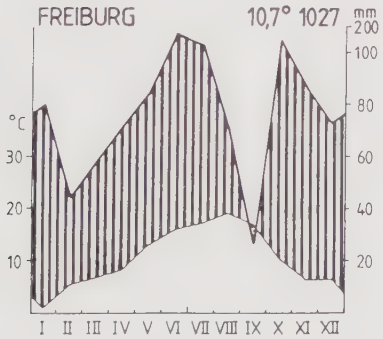
(n)


WÜRZBURG
8,9° 556 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII
1980
1979

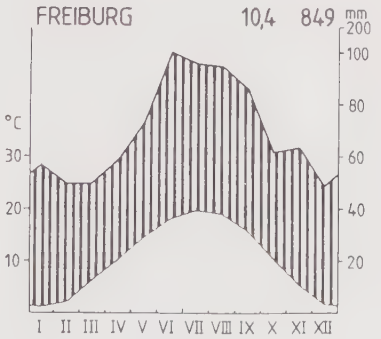
(o)


WÜRZBURG
9,0° 606 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

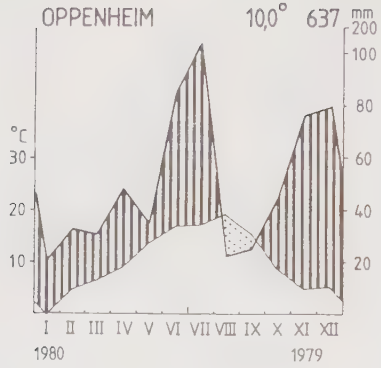
(p)


FREIBURG
10,7° 1027 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

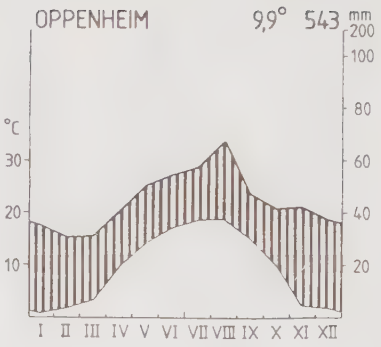
(q)


FREIBURG
10,4 849 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

(r)


OPPENHEIM
10,0° 637 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII
1980
1979

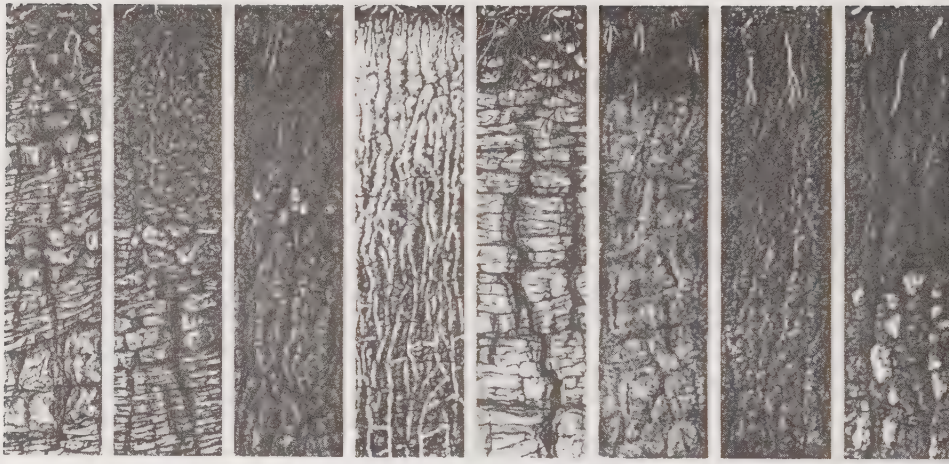
(s)


OPPENHEIM
9,9° 543 mm
°C
30
20
10
200
100
80
60
40
20
I II III IV V VI VII VIII IX X XI XII

(t)

2.4.3. Böden

Weinbergsböden gehören zu den terrestrischen anthropogenen Böden (MÜCKENHAUSEN 1977). Diese Bodenklasse, auch Terrestrische Kultosole genannt, faßt all jene Böden zusammen, die durch die unmittelbare menschliche Tätigkeit eine so starke Umgestaltung im Profilaufbau erfahren haben, daß man die ursprüngliche Horizontfolge nicht mehr erkennen kann. Bei den Weinbergsböden ist der tiefgreifende Umgestaltungsprozess, die sogenannte Rigolung (oder Rodung), eine tiefgründige Bodenumschichtung, die früher (bis in die 50-er Jahre d. Jh) alle 30-80 Jahre mit Handarbeit durchgefurrt wurde und die heute in den modernen Rebanlagen alle 20-40 Jahre maschinell erfolgt. Der dabei entstehende Rigolhorizont (R) erreicht in der Regel eine Mächtigkeit von 50-80 cm, in Ausnahmefällen auch bis zu 120 cm.
Die Rigosole, zu denen auch die Weinbergsböden gehören, lassen sehr häufig noch die Eigenschaften der ursprünglichen Bodentypen erkennen, so daß man in der Bodensystematik die Subtypen der Rigosole nach ihnen benennt (z.B. Parabraunerde-Rigosol). Von den bodenbildenden Faktoren spielt neben dem Menschen das Ausgangsgestein, das Relief und das Klima die vorherrschende Rolle. Da der Weinbau in Mitteleuropa bevorzugt in den Hanglagen der großen Flußtäler erfolgt, kommen Abtragungsvorgänge hier sehr häufig vor. Gleichzeitig brachte der Mensch im Laufe der Jahrhunderte immerwieder Gesteins-, Boden- und Fremdmaterial, wie heute z.B. die Klärschlämme und Müllkomposte, in den Weinberg, was zu erheblichen Veränderungen der ursprünglichen Bodenverhältnisse führen konnte. Eine genauere Beschreibung der Weinbergsboden gab ZAKOSEK erstmals 1960 (BIRK und ZAKOSEK 1960, ZAKOSEK 1960). Sie führte zu einer Unterscheidung von acht vorherrschenden Bodengruppen, denen man die Vielzahl der Bodeneinheiten zuordnen kann.
Abb. 5 gibt einen Überblick über die einzelnen Gruppen mit dem Versuch einer allgemeinen Charakterisierung. Am Beispiel der hessischen Weinbaugebiete demonstrierte ZAKOSEK (1967, die Anwendung seiner Gruppierung bei der bodenkundliche Spezialkartierung der hessischen Weinbaufläche. Wie in Hessen so wurde auch in den anderen Weinbaugebieten nach dem Zweiten Weltkrieg eine intensive Bodenkartierung durchgeführt. Ziel dieser umfangreichen Kartierungen war die standortgerechte Festlegung der geeigneten Rebunterlagssorten (amerikanischen Ursprungs). Die ursprünglichen amerikanischen Rebsorten zeigten zwar eine große Widerstandsfähigkeit gegen die Reblaus und bestimmte Pilzerkrankungen, sie hatten jedoch - im Gegensatz zu den europäischen Kultursorten - speziellere Ansprüche an die Böden. Neben den bodenkundlichen Kartierungen erfolgten in den verschiedenen Weinbaugebieten daher parallel sehr häufig auch kleinklimatische Geländekartierungen, so daß die deutschen Weinbaugebiete heute über die beste Standortkartierung verfügen, die im Agrarbereich vorliegt.



I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Bodengruppe I sehr trocken Ranker aus devonischen Grauwacken und Schiefern (Ahr, Mosel, Rhein)	Bodengruppe II trocken bis frisch Braunerde aus devonischen Grauwacken und Schiefern (Ahr, Mosel, Rhein)	Bodengruppe III frisch Parabraunerde aus Löß (in fast allen deutschen Weinbaugebieten)	Bodengruppe IV staunaß Pseudogley aus Löß (Rheinebene Rheingau, Rheinhessen Pfalz, Baden, Württemberg, Franken)	Bodengruppe V sehr trocken Rendzina aus Kalkstein (Rheinhessen, Pfalz, Baden, Württemberg, Franken)	Bodengruppe VI trocken bis frisch Pararendzina aus Löß (in fast allen deutschen Weinbaugebieten)	Bodengruppe VII frisch Auenboden aus Fluviatem (Kleinflächig in fast allen deutschen Weinbaugebieten)	Bodengruppe VIII feucht bis staunaß Pelosol aus Tonmergeln (Nahe, Rheinhessen, Rheingau, Pfalz, Württemberg, Franken)

Abb. 5 : Die Bodentypen deutscher Weinanbaugebiete (nach MÜCKENHAUSEN 1976).

TAB. 2: DIE BODENGRUPPEN DER UNTERSUCHTEN WEINANBAUGEBIETE

BODENGRUPPE	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
UNTERFRANKEN					○	●		
MOSEL		●	●				●	
AHR	●							
MITTELRHEIN		●	●					
PFALZ						●		●
RHEINHESSEN			●					
RHEINGAU	●	●	●	●		●	●	●

TAB. 3: BODENKENNWERTE DER UNTERSUCHUNGSSTANDORTE

STANDORT	BODEN-TYP	BODEN-ART	PH($CaCl_2$)	FEUCHTE	$CaCO_3$	C/N	SONSTIGES
THÜNGERSHEIM WI	VI	sL	7.5	◔	++	11.0	◔ *
THÜNGERSHEIM WII	VI	tL	7.4	○	++	10.3	◔ *Cu 67ppm!
RANDERSACKER N	V	sL	7.2	◔	++	11.4	● *
RANDERSACKER W	VI	tL	7.4	◑	++	10.0/10.8	◔ *
GÜNTERSLEBEN W	VI	LS	7.3	○	++	10.7	○ *Cu 79ppm!
GÜNTERSLEBEN O	VI	LS	7.3	◔	++	11.3	● *Cu158ppm!
UNTEREISENH. N	VI	tL	7.5	◑	++	12.4	◔ *
UNTEREISENH. W	VI	tL	7.2	○	++	9.3	● *
HUMBERG(MOSEL)	II	sL	5.8	○	--	n.d.	
BRAUNEBERG N	I-II	sL	5.4	◔	--	n.d.	
(JUFFER) W	II	sL	6.1	○	--	n.d.	
(MANDELG.)W	III	L	6.7	◑	+	n.d.	
MARIENTHAL N	I	sL	4.3	◔	--	n.d.	
MARIENTHAL W	I	sL	6.5	○	--	n.d.	
OBERDOLLEND. N	I-II	sL	5.8	◔	--	n.d.	
OBERDOLLEND. W	II	sL	6.1	○	--	n.d.	
ZELLERTAL N	VI	LS	7.5	◑	++	n.d.	
ZELLERTAL WI	VI	LS	7.6	◔	++	n.d.	
ZELLERTAL WII	VIII	tL	8.2	◑	++	n.d.	
METTENHEIM W_{biol}	III	sL	7.4	◔	+	n.d.	
METTENHEIM W_{konv}	III	sL	7.0	◑	+	n.d.	
ASSMANNSH. WI	I-II	uL	5.9	○	--	n.d.	
ASSMANNSH. WII	I-II	uL	5.8	○	--	n.d.	
ELTVILLE WI	I	sL	5.3	○	--	n.d.	
ELTVILLE WII	II	sL	5.7	◔	--	n.d.	
ELTVILLE WIII	III	uL	6.7	◑	--	n.d.	
ELTVILLE WIV	IV	lT	6.8	●	--	n.d.	
ELTVILLE WVI	VI	L	7.5	◔	++	n.d.	
ELTVILLE WVII	VII	tL	6.9	◕	+	n.d.	
ELTVILLE WVIII	VIII	lT	7.3	●	++	n.d.	
ELTVILLE GVII	VII	L	6.5	●	+	n.d.	
ELTVILLE GIX	IX	lT	6.9	●	+	n.d.	
ELTVILLE GX	X	lT	6.7	●	+	n.d.	
ELTVILLE AII	II	sL	6.0	◔	--	n.d.	
ELTVILLE AIII	III	sL	7.2	◑	--	n.d.	
ELTVILLE AIV	IV	tL	7.1	◕	--	n.d.	
ELTVILLE AVI	VI	sL	7.6	◑	+	n.d.	

* =mikro-biolog. Aktivität

● = hoch

◑ = mittel

○ = niedrig

Beispiele hierfür sind die Arbeiten von ZAKOSEK et al. (1967) für den Rheingau und WITTMANN (1966) und WEISE und WITTMANN (1971) für Unterfranken.
Die Geländeaufnahmen zeigten, wie vielfältig die Standortverhältnisse im mitteleuropäischen Weinbau sein können. Für bodenzoologische Untersuchungen ergibt sich hier die Schwierigkeit, vergleichbare Standorte zu finden. Die vorherrschenden Bodengruppen sind nicht streng an bestimmte geologische Verhältnisse gebunden (ZAKOSEK 1978). Neben dem Ausgangsgestein wird besonders das Relief (Exposition und Inklination) durch seinen Einfluß auf das Kleinklima und die Erosion nachhaltig auf die Entwicklung der Weinbergsböden. Die Bodengruppen selbst sind einmal durch ihren unterschiedlichen ökologischen Feuchtegrad gekennzeichnet, zum anderen kann man eine kalkfreie Reihe (Bodengruppen I-IV) einer kalkhaltigen Reihe (Bodengruppen V-VIII) gegenüberstellen.
Tab. 2 gibt eine Übersicht über die einzelnen Bodengruppen mit einer Zuordnung der in dieser Arbeit untersuchten Böden.
Nähere Bodenkennwerte sind auch Kap. 4 zu entnehmen.
SCHRADER (1974) charakterisierte die wichtigsten Bodengruppen des Rheingaus nach ihrem Wasserhaushalt. Die Auswahl der Untersuchungsflächen in Eltville erfolgte unter Berücksichtigung dieser Arbeit und der standortlichen Bodenkartierung des Rheingaus.

2.4.4. Anbaustrukturen und Erziehungsformen

Weinberge sind auf vielfältige Weise strukturell angelegt. Primär standen bei der Art der Anlage ökologische oder standortbedingte Gesichtspunkte im Vordergrund, die sich weitgehend an dem Ertrag der Reben orientierten. Diese Gesichtspunkte wichen immer stärker ökonomischen Zwängen, vor allem der Forderung nach einem maschinengerechten Weinberg.

So waren die Hang- und Steillagen in der traditionellen mitteleuropäischen Weinbaulandschaft weitgehend durch Querterrassierungen geprägt, die meist erst nach dem Zweiten Weltkrieg im Rahmen umfangreicher Flurbereinigungen in Hangterrassen überführt wurden. Als Monokultur ist die Weinbergsanlage nicht wie ein Getreidefeld homogen strukturiert, sondern zeigt eine deutliche Strukturierung von Rebzeile und Rebgasse. Bei der Querterrassierung verläuft die Rebzeile quer zum Hang, meist verbunden mit einer Kleinterrasse, die für eine oder mehrere Rebzeilen,oft verbunden mit einem umfangreichen Mauerwerk,angelegt ist. Querverlaufende Großterrassen,wie sie im Kaiserstuhl angelegt wurden, entsprechen in etwa auch diesem Prinzip, wenngleich die Kleinterrassen meist nach außen (talwärts) geneigt sind, die Großterrassen dagegen nach innen (hangwärts). Bei der Hangterrassierung kommt es innerhalb der Parzelle nicht mehr zu einer Terrassierung, sondern die Rebzeilen verlaufen in der Fallinie des Hanges talwärts. Lediglich die quer am Hang verlaufenden Wirtschaftswege bilden eine "Terrasse". Hangterrassierungen, die sich in den meisten Weinbaugebieten durchgesetzt haben, bieten wirtschaftliche Vorteile z.B. beim Einsatz des Seilzugs in Steillagen aber auch im Direktzug. Sie haben jedoch den großen Nachteil, Abtragungen nach Starkregen (Erosionen) zu begünstigen, was meist nur durch Begrünung der Rebgasse oder durch Mulchauflagen verhindert werden kann.

Die ökologischen Probleme, die durch Hangterrassierungen gegeben sind, sowie das Für und Wider bei der Quer- und Hangterrassierung wurden 1979 auf einem Seminar der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Laufen/Salzach) in Bad Windsheim diskutiert (Laufener Seminarbeiträge 6/79). Es kann daher auf weitere Ausführungen verzichtet werden.

Ein weiterer wesentlicher Aspekt der Anbaustrukturen der Weinberge ist mit der Rebenerziehung innerhalb der Anlage verbunden.

Darunter versteht man vor allem die Zeilenbreite, die Höhe des Stammes, die Art des Fruchtholzes, die Art eventueller Unterstützungsvorrichtungen der Rebe sowie den Rebschnitt.

KIEFER (1978) und HILLEBRAND (1978) geben einen Überblick über die verschiedenen Formen bei Einzelpfahlunterstützung oder bei Drahtrahmenerziehung. Im modernen

Weinbau wurde die Einzelstockunterstüzung (oft bei Längszeilung quer zum Hang) weitgehend abgelöst durch die Drahtrahmenerziehung. Die Zeilenbreiten liegen bei Normalerziehung bis 1.8 m, bei erweiterter Normalerziehung zwischen 1.8 bis 1.4 m und bei Weitraumerziehung von 2.4 bis 3.0 m. Die Stammhöhen erreichen heute meist 60-80 cm und als Erziehungsformen dominieren Halbbogen- und Pendelbogenerziehung. Rebschnitt und Erziehungsform haben auf die Produktion der Rebe, sowohl flächenmäßig als auch bezogen auf die Einzelpflanze einen großen Einfluß (Anzahl der Rebstöcke/ha, Produktion an Bestandesabfall und Trauben pro Stock). Leider wurde bisher noch nicht umfassend der Einfluß dieser Faktoren und unterschiedlichen Formen auf die Gesamtproduktion der Rebe im Weinbergökosystem vergleichend untersucht.
Für die einzelnen Untersuchungsflächen sind die Daten zur Weinbergsanlage und Reberziehung in Kap. 4 dargestellt.

2.4.5. Eine Charakterisierung des Weinbergökosystems unter Berücksichtigung seiner Stellung im landschaftsstrukturellen Gefüge der Weinanbaugebiete

Es gibt zumindest im okzidentalen Bereich, unter den Kulturpflanzen wohl kaum einen Vertreter, der die menschliche Kultur derart nachhaltig geprägt hat wie die Rebe. Obwohl die Weinanbaufläche der Bundesrepublik Deutschland mit etwa 1oo ooo ha nur o,7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmacht, prägten die Weinberge am Rhein und seinen Nebenflüssen (Ahr, Mosel, Lahn, Nahe, Main und Neckar) eine Landschaftsszenerie, die in ihrer Einzigartigkeit nichts Vergleichbares in der Welt hat. Das Charakteristische liegt vor allem darin, daß uns hier eine in Jahrhunderten gewachsene Kulturlandschaft in regionaler Vielfalt begegnet. Dabei muß man sich ständig vor Augen halten, daß wir an vielen Orten nur noch einen Rest dieser ehemaligen Vielfalt und Schönheit erkennen können, denn gleichzeitig begegnet man in den Weinanbaugebieten jener Kulturlandschaft, die den stärksten landschafts-strukturellen Wandel nach dem Zweiten Weltkrieg vollzogen hat. WERNER und KNEITZ wiesen 1977 darauf hin, daß dieser Strukturwandel auch für die Fauna der Weinberge nicht ohne Folgen bleiben konnte. Will man das Vorkommen von Lumbriciden im Weinbergsökosystem richtig bewerten, so ist dies nur möglich, wenn man den Weinberg in seiner umgebenden Weinbergslandschaft betrachtet. Aus der vergleichenden Untersuchung des Weinbergs und seiner benachbarten Strukturen ergibt sich ein Bild vom Besiedlungspotential der Lumbriciden und ein Hinweis auf besiedlungsfeindliche und -fördernde Raumstrukturen, was letztendlich Grundlage einer ökologischen Raumbewertung sein kann.

Aufgrund der unterschiedlichen Zeitbindung ist das Auftreten der verschiedensten Landschaftsstrukturen im Mosaik der traditionellen Weinbaulandschaft durch graduelle Übergänge gekennzeichnet, die eine qualitativ und quantitativ bezogene Abgrenzung der einzelnen Strukturen schwer machen. Dennoch ist es möglich durch Vereinfachung eine Einteilung der Landschaftsbestandteile vorzunehmen, wie dies auch von BOTSCH et al. (1983) im Rahmen der Kartierung der unbereinigten Weinberge Unterfrankens durchgeführt wurde. Kulturbetonte Landschaftsbestandteile (wie Trockenmauern, Natursteintreppen, Steinriegel, Lößhohlwege u.ä.) sowie geomorphologische Strukturen (wie Geländekanten, Rinnen, Felsvorsprünge oder Felsbänder) müssen für edaphische Organismen nur insofern berücksichtigt werden, als sie Ausbreitungsschranken darstellen können und damit zur Verinselung von einzelnen Parzellen führen können. Diesen Strukturen steht eine breite Palette von vegetationsgeprägten Landschaftsbestand-

teilen gegenüber.
Die hier vorgenommene Einteilung (Übersicht s. unten) kann nicht den Anspruch auf Vollständigkeit erheben, sondern soll nur dazu dienen eine Zuordnung der untersuchten naturnahen Flächen zu erleichtern. Es seien folgende vegetationsbezogene Landschaftsbestandteile der traditionellen Weinbaulandschaft unterschieden:

I. Naturnahe Waldökosysteme
   - — oligotrophe Laubwälder vom Typ des Sauerhumus-Buchenwaldes
     untersuchtes Vorkommen: an den Oberhängen und der Oberkante der Taleinschnitte der Ahr (Marienthal)
   - — mesotrophe wärmeliebende Edellaubmischwälder auf karbonatfreiem Untergrund
     untersuchtes Vorkommen: an den Oberhängen des Mosel- und Mittelrheintals, teilweise auch des Ahrtals (Oberdollendorf)
   - — mesotrophe wärmeliebende Edellaubmischwälder auf karbonatreichem Untergrund
     untersuchtes Vorkommen: Muschelkalk und Keupergebiet Unterfrankens (Untereisenheim), Rheinpfalz (dort nur als Reliktformen)
   - — eutrophe bachbegleitende Auenvegetation
     untersuchtes Vorkommen: Untereisenheim, Eltville
   - — sekundäre, lichte Steppenheidewälder
     untersuchtes Vorkommen: Muschelkalkgebiete Unterfrankens

II. Anthropogen geprägte Waldökosysteme
   - — Fichten- und Kiefernforste
     untersuchtes Vorkommen: Ahr (Marienthal)

III. Feldgehölze: Reliktformen der mesotrophen Edellaubmischwälder
     untersuchtes Vorkommen: Mosel, Rheinpfalz

IV. Halbtrockenrasen und Steppenheiden
     untersuchtes Vorkommen: Unterfranken (Marsberg)

V. Extensive Obstbauflächen, Obststreuwiesen und -brachen
     untersuchtes Vorkommen: Unterfranken (Güntersleben)

VI. Ertragreiche Futterwiesen verschiedener Nutzungsintensität
untersuchtes Vorkommen: Eltville

VII. Intensiv genutzte Ackerflächen
untersuchtes Vorkommen: Eltville

VIII Felsnasen und Felsbänder
aus Silikatgestein - Marienthal
aus Karbonatgestein - Thüngersheim

nicht untersucht wurden:
- krautig grasreiche Brachen unterschiedlicher Suksezzionsstadien
- verbuschte Brachen unterschiedlicher Suksezzionsstadien
- echte Volltrockenrasen
- intensive Obstplantagen

3. Methoden zur qualitativen und quantitativen Erfassung der Regenwurmfauna

3.1. Allgemeine Übersicht

Bei den Methoden zur Erfassung der Lumbricidenfauna kann man generell sagen, daß es keine Einzelmethode gibt, mit der man überall und zu jeder Jahreszeit eine vollständige qualitative und quantitative Dichteermittlung der Regenwurmpopulation erhalten kann. Dies ist vor allem auf die unterschiedlichen Lebensformtypen zurückzuführen sowie auf die von ihnen bevorzugten Mikrohabitate.
Es ist daher notwendig, sich mit einer Kombination verschiedener Methoden ein nahezu vollständiges Bild zu verschaffen. Die Auswahl und Kombination der Methoden hängt nicht nur von der zu untersuchenden Fragestellung ab, sondern auch von Faktoren wie Bodenstruktur, Bodentyp, Bodenbedeckung, Bodenfeuchtigkeit, Jahreszeit, Klima etc. sowie auch rein technisch von vorhandenem Personal und Untersuchungszeit, Kosten etc.

Die wichtigsten Aufsammlungsmethoden umfassen:

- Einzelaufsammlung, Einzelfunde (z.B. in morschem Holz, in Moos, unter Steinen) mit der Hand,
- Handauslese von verschieden großen Bodenblöcken, die entweder mit dem Spaten ausgeschachtet oder mit Bodenstechern ausgestochen werden (Bodenstecher nach ZICSI 1958),
- Kombination von Elutriation (Bodenauswaschung) mit Naßsieben nach dem Prinzip des Oostenbrink-Gerätes (SOUTHWOOD 1978, s.S. 182),
- Kombination von Bodenwasch- und Flotationsmethoden (z.B. SALT and HOLLICK 1944),
- Hitze-Naß-Extraktion nach dem BAERMANN-Prinzip, für große Bodenstecherproben im Großextraktor (HUHTA und KOSKENNIEMI 1975),
- Austreibemethoden mit chemischen Lösungen wie einer Kaliumpermanganatlösung (EVANS und GUILD 1947) oder einer 0,3 %igen Formollösung (RAW 1959),
- Austreibemethoden mit elektrischem Strom (SATCHELL 1955).

Eine genaue Beschreibung und Diskussion der Methoden soll hier nicht vorgenommen werden. Es sei hierfür auf die Methodenübersichten von BOUCHÉ (1962, 1975) SATCHELL (1969, 1970, 1971), NELSON und SATCHELL (1962), ZICSI (1962) und SOUTHWOOD (1978) verwiesen.
Von den Arbeiten, die sich mit einem Effizienzvergleich der verschiedenen

Methoden befassen, sei die kürzlich erschienene Untersuchung von TERHIVUO (1982) erwähnt, die recht gut die relative Effizienz von zwei einzelnen Methoden und einer Kombination aus beiden aufzeigt.

3.2. Beschreibung der eingesetzten Erfassungsmethoden

Für die Erfassung der Lumbricidenpopulation wurde in allen Fällen eine Methode angewandt, die aus einer Kombination der Formalinaustreibung (o,2-Vol-%ige Lösung) mit der Handauslesemethode bestand. Für die Handauslese wurde ein Bodenblock von 50 x 50 cm Grundfläche und einer Tiefe von maximal 50 cm ausgeschachtet. In Böden mit anstehendem Gestein wurde eine Tiefe gewählt, die der Mächtigkeit des Solums entsprach. Die Applikation der Formalinlösung erfolgte je nach Witterungs- und Bodenverhältnissen vor oder nach der Ausschachtung des Bodenblockes. Dabei hat es sich als günstig erwiesen, bei trockenen Verhältnissen und Böden mit guter Perkolationsfähigkeit die Formolapplikation vorher zu verabreichen. Die aufgesammelten Regenwürmer wurden in 5-%iger Formollösung fixiert. Alle Gewichtsangaben beziehen sich auf 5-%-formolfixiertes Material. Die einschlägigen Korrekturverfahren der Biomassenbestimmung für eine Produktivitätsanalyse (PERSSON und LOHM 1977) wurden hier nicht berücksichtigt.
Die Zahl der Probennahmen pro Standort lag in der Regel bei acht Proben. Diese Mindestzahl erlaubt in Agrarökosystemen eine hinreichend genaue Abschätzung der relativen Abundanz und Biomasse unter gleichzeitiger Berücksichtigung der Inhomogenität der Verteilung der Regenwürmer in diesen Systemen. Auf das Problem der Inhomogenität wird später noch einmal eingegangen.
An einigen Standorten war es auf Grund fehlender Arbeitskräfte sowie der Zeitaufwendungen nicht möglich, jeweils acht Proben zu nehmen. Die ermittelten Werte waren daher für eine quantitative Analyse nur bedingt zu verwerten. Sie wurden nur in den Fällen berücksichtigt, wo sich das Ergebnis im nächsten Jahr zur gleichen Jahreszeit weitgehend bestätigte.

4. Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

4.1. Ahr (Marienthal)

Die Untersuchungsflächen an der Ahr gehören zur Staatlichen Weinbaudomäne Marienthal, zwischen Dernau und Walporzheim an der Mittelahr gelegen (siehe Abb. 6), und befinden sich oberhalb der Domäne in der Lage "Marienthaler Klostergarten" (120-200 m ü.NN und südöstliche Exposition). Abb. 7a zeigt in einer Übersichtsskizze die Lage der Probestellen. Abb. 7b gibt im Übersichtsphoto einen Eindruck von der Gestalt und Anordnung der Rebflächen und der naturnahen Landschaftsstrukturen.

Klima: Das Ahrtal, nördlichstes Rotweinanbaugebiet der Erde, ist durch ein atlantisch beeinflußtes Klima geprägt.
Die Leelage zum Hohen Venn bewirkt eine Verminderung der Niederschläge (Regenschatten) auf durchschnittlich (1892-1961) 625 mm/Jahr (Station Ahrweiler). Im langjährigen Mittel liegt die Jahresdurchschnittstemperatur bei 9,5°C. Ein Vergleich der mittleren Höchst- (14,5°C) und Tiefsttemperaturen (4,5°C) zeigt nur eine geringe Differenz von 10°C und deutet auf das milde atlantische Klima (WENDLING 1966). Dennoch können vor allem durch Geländeverhältnisse, Exposition und Böden lokale Abweichungen auftreten, die einen kontinentalen Einfluß vortäuschen. Die Klimawerte im Bereich Marienthal/Ahrweiler gibt Abb.4 g,h wieder.

Böden: Die Böden der Lage "Marienthaler Klosterberg" sind flachgründige, skelettreiche Rigosole vom Rankertyp auf glimmerreichen Tonschiefern mit sandigen Einlagerungen (Rankflaserschichten der Mittleren Siegener Stufe nach WENDLING 1966). Tiefgründigere Rigosole in den unteren Lagen zeigen die Merkmale der basenarmen Braunerde und sind meist aus Gehängeschutt mit geringen Lößanteilen entstanden.
Auf den naturnahen Flächen (Felsnase mit Gebüschvegetation, Rotbuchenwald) liegen Ranker und saure Braunerden vor, die mit $pH(CaCl_2)$-Werten von 4.3 als sauer einzuordnen sind, während die entsprechenden Rigosole durch Aufkalkungen beinahe neutralisiert wurden ($pH(CaCl_2)$-Werte um 6.5).

Abb. 6 : Lage der Untersuchungsflächen bei Mariental/Ahr.

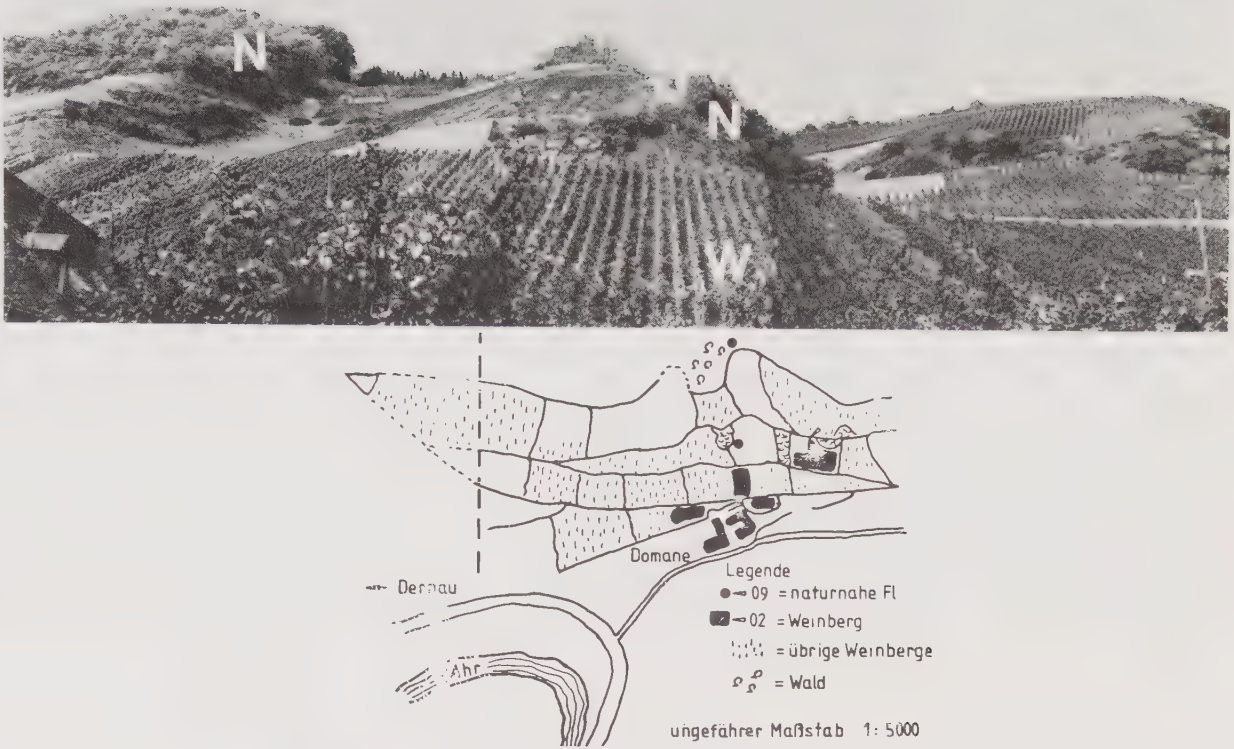


Abb. 7 : Lage der Probennahmestellen (Mariental/Ahr).

Nutzung: Weinbauversuchsanlage.
Die Reberziehung erfolgt am Drahtrahmen mit Normalweite wie in einem Ertragsweinberg.
Dominierende Rebsorte neben Protugieser und Domina ist der Spätburgunder, von dem die Untersuchungsflächen 1963 teilweise auch 1968 neu bestockt wurden.
Die Pflanzenbehandlung ist aus Tab. 4 zu ersehen.
Die Böden der flachen Lagen wurden meist mechanisch offengehalten, teilweise auch mit Herbiziden ("Roundup") behandelt. Die steileren Lagen dagegen zeigten während der Vegetationsperiode eine Bodenbedeckung aus natürlich auflaufender Vegetation, wobei sich deutlich eine Fläche mit Sedum album (an der Felsnase) von einer weiter nordöstlich gelegenen Fläche mit Calystegia sepium abgrenzen ließ.

Charakterisierung der Landschaftsstruktur und der naturnahen Flächen:
Im Gegensatz zu den flurbereinigten Weinbergen an der Mosel (Bernkastel-Kues/Brauneberg) und am Mittelrhein (Oberdollendorf) zeigt die Reblandschaft der Mittleren Ahr einen größeren Anteil an naturnahen Landschaftsstrukturen. Echte Kleinstrukturen, wie aufgelassene Wein- oder Obstgärten auf Querterrassen mit Weinbergsmauern fehlen zwar auch hier, jedoch wird durch den hohen Anteil von benachbarten naturnahen Flächen, seien es Felsvorsprünge oder Waldstrukturen ein hoher Randzoneneffekt gebildet. Die Rebflächen erscheinen hier also nicht als Teilfläche innerhalb einer großflächigen Agrarlandschaft, sondern sind meist eingebettet bzw. begrenzt durch eine waldreiche Umgebung. Erst auf den eigentlichen Hochflächen außerhalb des Ahrtals wird dann wieder Landwirtschaft betrieben. Grund für diese abwechslungsreiche Landschaft ist, daß der Weinbau nur an den unteren und mittleren südexponierten Hängen betrieben werden kann, während die Oberkanten sowie Schattenhänge von Mischwaldbeständen (an den Oberkanten meist ein Fagetum, an den Hängen dagegen ein Querco -Carpinetum) bedeckt sind. Die naturnahen Flächen im "Marienthaler Klostergarten" lassen sich wie folgt unterscheiden:

a) Felsnase, westlich und oberhalb der Domäne, in Laubmischwald übergehend,
b) Hang aus Gehängeschutt, NW oberhalb des Domäne,

c) Felsbereich im SW der Rebfläche,
d) Fichtenforst (ohne Krautschicht) an der westlichen Oberkante des Taleinschnitts
e) Sauerhumus-Rotbuchenwald (ohne Krautschicht) an der nordwestlichen Oberkante des Taleinschnitts.

TAB. 6 : PFLANZENSCHUTZ (SPRITZFOLGE/AUFWANDMENGE-KG PRO HEKTAR)

MARIENTHAL (AHR)

TERMIN:	1.Vbl.	2.Vbl.	1.Nbl.	2.Nbl.	3.Nbl.	Abschlußbeh.
1979	---HUBSCHRAUBER					SCHLAUCH
	Orthophaltan		Pomuran			
	(3.0)	(3.0)	(5.0)	(6.0)	(6.0)	
	BayletonSpezial			BayletonSpezial		
	(1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	(0.05%)
			Rovral		Rovral	
			(1.5)		(1.5)	(0.075%)
						Gusathion(0.2%)
1980	---- HUBSCHRAUBER					SCHLAUCH
	Orthophaltan		Pomuran			
	(3.0)	(3.0)	(5.0)	(6.0)	(6.0)	(0.25%)
	BayletonSpezial			BayletonSpezial		
	(1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	(1.0)	(0.05%)
		Dipterex	Rovral		Rovral	Rovral
		(2.5)	(1.5)		(1.5)	(0.075%)
						Gusathion(=.2%)

4.2. Mosel (Bernkastel-Kues/Brauneberg)

An der Mosel wurden im Raum Bernkastel-Kues/Brauneberg mehrere Weinbergslagen untersucht.
Bei den Rebflächen handelte es sich um die Lagen:

1. "Lay" Flur Humberg zwischen Bernkastel und Graach (BBA), Exposition West; 170-200 m ü.NN sowie
2. "Pfaffenberg" und "Pfalzgraben" zwischen Bernkastel und Graach (BBA), Exposition West-Südwest; 170-200 m ü.NN,
3. "Mandelgraben" südwestlich von Brauneberg (Weingut C. Karp-Schreiber); 140 m ü.NN,
4. Niederterrasse gegenüber der Ortschaft Brauneberg (unterhalb des "Brauneberger Juffer"), 80 m ü.NN sowie
5. "Juffer (gegenüber den Ortschaften Brauneberg und Jülheim), 160 m ü.NN.

Die Lage der Untersuchungsflächen ist in den Abb. 8 und 9 dargestellt.

Zum Vergleich einer naturnahen Landschaftsstruktur mit dem benachbarten Weinberg, wurde ein kleines Waldstück an der Oberkante des Moseltals ("Brauneberger Juffer") ausgewählt.

Klima: Das Klima an der Mosel ist verhältnismäßig stark maritim beeinflußt, so daß Niederschläge um 700 mm, milde Winter und warme Sommer vorherrschen, bei einer relativ hohen mittleren Jahrestemperatur (9,9°C).
Die wichtigsten Klimadaten sind in den Abb.4i und 4jangegeben und beziehen sich auf eine Meßstation der BBA in Bernkastel-Kues.

Böden: Ein Einblick in die Geologie, insbesondere in die Terrassenverhältnisse der mittleren Mosel gibt KREMER (1954). Danach lassen sich die Untersuchungsflächen im Bereich Bernkastel-Kues/Brauneberg deutlich den einzelnen Terrassen zuordnen, wobei für den Weinbau folgende Terrassen zu unterscheiden sind:
- untere Hauptterasse (oberer "Brauneberger Juffer"),
- obere Mittelterrasse ("Brauneberger Mandelgraben"),
- untere Mittelterrasse ("Humberg", "Pfaffenberg", "Pfalzgraben"),
- Niederterrasse (rezentes Hochflutbett).

Abb. 8 : Lage der Untersuchungsflächen Bernkastel-Kues/Mosel.

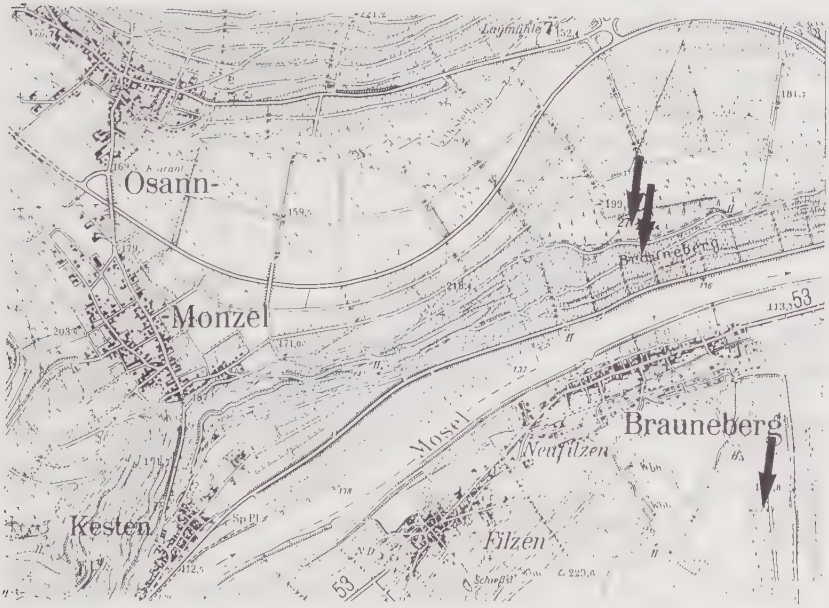


Abb. 9 : Lage der Untersuchungsflächen bei Brauneberg/Mosel.

Die Böden an den Moselhängen reichen daher von Ranker-Rigosolen bis zu ursprünglich sauren Braunerde-Rigosolen auf Devonschiefer. Auf der Niederterrasse finden sich Auenlehm-Rigosole und auf der Mittelterrasse der Mosel basische Braunerde-Rigosole auf wenig mächtiger Lößauflagerung. Die Zuordnung einzelner Bodeneinheiten bzw. Bodenkennwerte zu den untersuchten Flächen ergibt sich aus Tab. 3.

Nutzung: Ertragsweinberge.
Als Rebsorte herrscht in den Flächen "Humberg", "Pfaffenberg", "Pfalzgraben" und "Juffer" der Riesling vor, auf der Niederterrasse Müller-Thurgau und im "Mandelgraben" Neuzüchtungen, wobei Normalerziehung mit Pendelbogen vorherrscht.
Die Böden werden an den Moselhängen während der Vegetationsperiode meist mechanisch offengehalten, organisches Material wurde in Form von Stroh (im "Pfaffenberg") oder Trester (im "Humberg") sowie gelegentlich als Gründüngung (Sommerraps) im oberen "Pfaffenberg" eingebracht.
In der Fläche auf der Mittelterrasse der Mosel "Brauneberger Mandelgraben" lag eine einjährige Begrünung vor mit natürlich auflaufender Vegetation (degradiertes Geranio-Allistum)

Charakterisierung der Landschaftsstruktur und der naturnahen Flächen:
Die flurbereinigten Hänge des Moseltals im Bereich Bernkastel-Kues und Brauneberg sind außerordentlich strukturarm. Lediglich an der Oberkante des Moseltals läßt sich Bewaldung finden. Aufgelassene Weinberge oder Oberstreuwiesen fehlen.
Die naturnahe Fläche an der Oberkante des Brauneberger Juffers zeigt den Charakter eines Eichen-Hainbuchenwaldes, der durch Stockausschlag die Form eines Niederwaldes erhalten hat.

4.3. Mittelrhein (Oberdollendorf)

Die Rebflächen im Bereich des Siebengebirges zählen zu dem nördlichsten Weißweinanbaugebiet der Erde, das mit den Lagen bei Oberdollendorf gleichzeitig die nördlichste Begrenzung des Mittelrheingebietes ausmacht(Abb. 10).
Milde Winter, warme Sommer mit ausreichenden Niederschlägen, feinerdearme und wasserdurchlässige Böden mit hoher Wärmekapazität (Ranker-Rigosole auf Devonschiefer; z.T. basenreiche Braunerden aus Vulkan-Gestein), günstige Exposition und vor allem die große temperaturausgleichende Wassermasse des Stromes ermöglichen hier den Weißweinanbau, vornehmlich der Rebsorte Riesling.

Zur Untersuchung gelangten Flächen in der Lage Oberdollendorfer "Rosenhügel", wobei eine altbestockte Rebfläche (35 Jahre) einer frischrigolten (2 Jahre alten) Fläche gegenübergestellt wird. Die Böden, mittelgründige Braunerde-Rigosole, pH($CaCl_2$) 6.1 , wurden mechanisch offen gehalten.
Die Oberkante des Weinberges bildet ein wärmeliebender Eichen-Hainbuchenwald (Mittelwald mittlerer Standortgüte auf Ranker, im Übergang zur basenreichen Braunerde), der als naturnahe Vergleichsfläche diente.
Aus landschaftsstruktureller Sicht handelt es sich bei den Untersuchungsflächen um repräsentative Vertreter der flurbereinigten Weinbergslagen des oberen Mittelrheingebietes. Die Steillagen dieses Gebietes, die bisher nicht von Umlegungsmaßnahmen betroffen sind, werden auch heute noch ohne Maschinen bearbeitet, und fallen daher vielfach brach, so daß Kleinterrassen mit Trockenvegetation in den verschiedensten Sukzessionsstadien die kleinparzellierten Weinbergslandschaft ergänzen. Zu dieser Problematik legte RICHTER 1978 eine landschaftsökologische Studie vor, bei der er die Entwicklung der Weinbergsbrachen am Drachenfels untersuchte. Ein Vergleich der Lumbricidenpopulationen verschiedener Brachen mit alten noch bewirtschafteten Rebflächen wird in der hier vorliegenden Arbeit nicht vorgenommen.
Dagegen diente die an der Oberkante des flurbereinigten Weinbergs vorkommende Waldfläche als naturnahe Bezugsfläche zur Beurteilung des Besiedlungspotentials.

Abb. 10 : Lage der Untersuchungsflächen in Oberdollendorf

4.4. Rheinhessen (Mettenheim)

Lage: "Schloßberg" Flur: "Pfarräcker" benachbarte Parzellen der Winzer Ackermann (biologisch-dynamisch) und Eichner (konventionell).

Klima: keine Standortangaben, siehe Diagramm Oppenheim Abb.4 s,t.

Bodentyp: Rigosol vom Typ der basenreichen Braunerde-Parabraunerde (A)-R_1-R_2-(B_e)-C auf Löß; tiefgründiger Lehmboden, basen- und karbonatreich, pH(K Cl) R_1-R_2 7.4, C 7.8 (Ackermann); pH(K Cl) R_1-R_2 7.0, C 7.6 (Eichner).

Bodenfeuchte: G_w 16.6 % (Ackermann); G_w 19.1 % (Eichner).

Nutzung: Ertragsweinberg mit Normalerziehung (Pendelbogen).
Bodenpflegemaßnahmen auf der Parzelle Ackermann (biol. dynamisch): natürliche Begrünung mit Stellaria media, Senecio vulgaris, Capsella bursapastoris, Taraxacum officinale, Trifolium repens u.a. (Abb. 11).
Auf der Parzelle Eichner (Konventionell): mechanisch offengehalten mit Grubber und Fräse; Unterstock-Herbizidbehandlung.
Pflanzenbehandlung in der Parzelle Ackermann, früher konventionell, seit 2 Jahren nur noch Netzschwefel; in der Parzelle Eichner: konventionell.

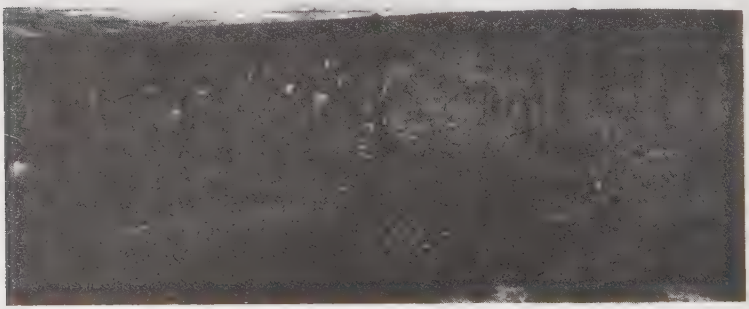


Abb. 11: Untersuchungsfläche Mettenheim/Rheinhessen.
Bewirtschaftung: links/konventionell;
rechts/biologisch-dynamisch.

Abb. 11b: Lage der Untersuchungsflächen in Mettenheim

4.5. Rheinpfalz (Zellertal)

Als Untersuchungsgebiet in der Pfalz wurde die Gemeinde Zellertal (Donnersbergkreis) ausgewählt, die etwa 18 km westlich von Worms und 14 km südlich von Alzey im Tal der Pfrimm gelegen ist. Die hügelige Landschaft (160-170 mm ü.NN) ist charakteristisch für das eigentliche Weinanbaugebiet der Vorderpfalz (SPUHLER 1957).
Aus Untersuchungsflächen wurden ausgewählt (Abb. 13):

- eine Rebfläche (I) in der Lage "Zeller Klosterstück" (Weingut Schwedhelm) nordöstlich der Ortschaft Zell (275 m ü.NN) auf dem Hochplateau,
- eine Rebfläche (II) mit Südexposition in der Lage "Schwarzer Herrgott" (Weingut Schwedhelm) nordöstlich der Ortschaft Niefernheim und südlich des Denkmals (Abb. 12)
- ein Feldgehölz unmiitelbar (nördlich) am Denkmal (Abb.12) gelegen (etwa 240 m ü.NN, Südexposition) als naturnahe Fläche (N).

Klima: Bedingt durch die Lage östlich des Donnersberges (Regenschatten) gehört das Untersuchungsgebiet zu den niederschlagsärmsten Gebieten der Nordpfalz (Durchschnitt 455 mm/Jahr) und ist mit hohen mittleren Julitemperaturen (um 18°C) ein ausgesprochenes Trocken- und Wärmegebiet. Die Klimadaten in Tab.5 beziehen sich auf Messungen in Zell (Niederschläge) und in der Klimastation Alzey (Temperatur).

Böden:

I Zeller Klosterstück
Rigosol vom Typ einer Pararendzina im Übergang zur basenreichen Braunerde (Typ VI), lS, auf kalkreichen tertiären Meeresablagerungen Cyrenenmergel mit den Gattungen Cerithium, Natica und zahlreichen Hydrobien, mit Schleichsanden vermischt.
pH($CaCl_2$): 7.6-7.85; Bodenfeuchte 15 % G_w

II Schwarzer Herrgott
Rigosol vom Typ einer basenreichen Braunerde mit Pelosolcharakter, tL, teilweise skelettreich (Kalkstein), pH($CaCl_2$): 8.2, Wassergehalt 23.3 % G_w

III Feldgehölz am Denkmal
Pararendzina auf Cyrenenmergel, nicht so tiefgründig wie I, hoher Carbonatgehalt, pH($CaCl_2$): 7.6; höhere Bodenfeuchtigkeit, 26 % G_w.

Abb. 12: Lage der Untersuchungsflächen II und III bei Zellertal/Rheinpfalz
(Foto: Fotostudio Schick + Schi[illegible], Atzbach)

Abb. 13: Lage der Untersuchungsflächen bei Zellertal/Rheinpfalz.

Amtliche Bodenkarten liegen für das Gebiet noch nicht vor. Weitere Angaben zur Geologie der Nordpfalz und auch des Zellertales siehe bei SPUHLER (1957).

Nutzung: Ertragsweinberge.
Die Rebanlagen "Zeller Klosterstück" und "Schwarzer Herrgott" zeigen eine erweiterte Normalerziehung (2,40 m Zeilenbreite) mit Pendelbogen am Drahtrahmen.
Es dominiert in I die Rebsorte Müller-Thurgau (1968) und in II die Rebsorten Sivaner und Ruländer.
Angaben zur Pflanzenbehandlung sind in Tab.4 angegeben.
Bei den Bodenpflegemaßnahmen sei der Einsatz von Herbiziden (Gramoxone und Reglone 5 l/ha) erwähnt zum Offenhalten der Bodenoberfläche sowie eine Strohmulchung (August 1979) in der Fläche "Schwarzer Herrgott" zur Humusanreicherung.

Charakterisierung der Landschaftsstruktur und der naturnahen Flächen:
Das Landschaftsbild um das Untersuchungsgebiet Zellertal ist ausschließlich geprägt durch eine landwirtschaftliche Nutzung, wobei die Rebfläche etwa 20 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmacht.
Ein geschlossener Waldbestand fehlt, so daß als naturnahe Strukturen nur wenige Feldgehölze oder einige in verschiedenen Sukzessionsstadien befindliche Brachflächen auftreten. Sie sind stets durch wärme- und trockenheitsliebende Arten gekennzeichnet, die meist auch Kalkanzeiger sind. Größere zusammenhängende Trockenrasen oder Brachflächen fehlen. So ist die hier als naturnah eingestufte Fläche ein Feldgehölz, in dem Robinia pseudacacia und Cornus mas bestandsbildend sind.

Abb. 14: Lage der Untersuchungsflächen bei Aßmannshausen/Rheingau.
(Foto: Fotostudio Schick + Schick, Atzbach).

4.6. Rheingau (Aßmannshausen)

Lage: Aßmannshäuser "Höllenberg" (Staatsdomäne) siehe Abb. 14.
Exposition: süd-südwestlich, Höhe: 180-240 m ü.NN.

Böden: Rigosole vom Rankertyp in Übergängen zur basenarmen Braunerde auf anstehendem Tonschiefer; lehmiger Schluff bis schluffiger Lehm, skelettreich (grusig bis steinig), karbonatfrei, pH(K Cl): R_1-R_2 (B) 5.9
Trockenstandort, Wasserdynamik bei Bewässerung und Nichtbewässerung sowie Angaben zu Klima und Ertrag siehe BALZHÄUSER (1979).

Nutzung: Ertragsweinberg mit Blauem Spätburgunder in Normalweite (Zeilenabstand 1,40 m, Stockabstand 1 m)
Alter der Anlagen unterschiedlich, jedoch über 10 Jahre.
Bodenpflegemaßnahmen: a) natürliche Begrünung (Dauerbegrünungsversuch) in der Rebgasse mit partieller (nicht flächenmäßiger) Herbizidbehandlung mit Reglone und Grammoxone, nicht mehr bewässert! b) mechanisch und chemisch (Grammoxone, Reglone) offengehaltene Parzelle im oberen Bereich des "Höllenbergs", nicht bewässert!

4.7. Rheingau (Eltville)

Wie in den Kapiteln 2.4.2. und 2.4.3. näher dargelegt, wurden im Rheingau Untersuchungsflächen bei Eltville ausgewählt, um in einem mesoklimatisch homogenen Raum, den Einfluß von Bodentyp und Nutzungsform (Weinbau, Ackerbau, Grünland) auf das Vorkommen bestimmter Lumbricidengesellschaften vergleichend zu untersuchen. Die Untersuchungsflächen liegen auf einer nordsüdlich verlaufenden Linie Bubenhäuser Höhe - Eltville und sind in den Abb. 15 (Luftbildaufnahme. nach Freigabe des Reg. Präs. Darmstadt) und 16 (Weinbaustandortkarte Eltville 1:5000 Hess. Geol. LA Wiesbaden) eingezeichnet, wobei die römischen Zahlen den Bodentyp kennzeichnen, die Buchstaben W,A,G, die Nutzungsform (W= Weinbau, A= Ackerbau, G= Grünland, Gehölz, Gewässer)

Klima: Hohe Durchschnittstemperaturen (9°C), ausreichende Niederschläge (550 mm), die ausgleichende Wirkung der bis zu 1 km breiten Wasserfläche des Rheinstromes sowie die abschirmende Schutzfunktion des auf der Nordseite verlaufenden Rheingaugebirges sorgen für das ideale Klima für die Rebsorte Riesling, die hier mindestens seit dem Mittelalter (1435 erstes Auftreten in Rüsselsheim) angebaut wird und heute mit einem Anteil von etwa 80 % der Anbaufläche dominierend ist. Für die Weinbaugebiete Hessens und damit auch für den Rheingau liegt eine umfassende kleinklimatische Geländekartierung vor, die vor allem nach weinbaulichen Gesichtspunkten durchgeführt wurde (KREUTZ und BAUER 1967). Es sei daher auf eingehendere, vergleichende Ausführungen verzichtet. Lediglich zum Vergleich mit den anderen Anbaugebieten sind die Diagramme Abb.4m und 4n für die Klimastation Eltville angegeben.

Böden: Bereits 1951 machte PINKOW darauf aufmerksam, daß gerade bei Dauermonokulturen, wie beim Weinbau, standortbezogene Entscheidungen für den wirtschaftlichen Erfolg von außerordentlicher wenn nicht sogar ausschlaggebender Bedeutung sind. Diese Erkenntnis führte in den meisten Weinanbaugebieten zu umfangreichen Kartierungs- und Versuchsarbeiten. Die Standortkartierung ist in den Weinanbaugebieten Unterfranken und Rheingau am weitesten fortgeschritten. Bereits 1953 wurde das Gebiet Eltville bodenkundlich kartiert (ZAKOSEK, STRAUTZ, ROMSCHINSKI und THIEL), so

daß das Hessische Landesamt für Bodenforschung in Wiesbaden 1980 eine gedruckte "Weinbau-Standortkarte" Blatt Eltville auf der Basis der Deutschen Grundkarte 1:5000 herausgeben konnte. In diesem Kartenblatt werden 21 kartierte Bodeneinheiten in sieben Bodengruppen eingeteilt und nach weinbauökologischen Gesichtspunkten gegliedert (ZAKOSEK et al. 1967). Der Atlas zur Standortkartierung der hessischen Weinbaugebiete (1:50 000) zeigt, daß im Raum nördlich von Eltville alle Bodengruppen, die für den Rheingau typisch sind, vertreten sind. Gleichzeitig finden sich hier Flächen, die nicht weinbaulich, sondern als Ackerland oder Grünland genutzt werden, die diesen Bodengruppen aber vergleichend zugeordnet werden können. BREUER (1981) untersuchte in Eltville den Bezug zwischen der Standortkartierung, den Weinbergsböden und ihrer Bewertung im Rahmen der Reichsbodenschätzung.

In Zusammenarbeit mit dem Hessischen Landesamt für Bodenforschung (Herr A. Romschinski) wurden aus dem Gebiet nördlich von Eltville 14 repräsentative Parzellen ausgewählt, die für die Untersuchung geeignet erschienen:

W I Lage: "Eltviller Taubenberg" Flur "Taubenberg" links vom Ufer des Sülzbaches

Exposition: südwestlich, Höhe: 120-140 m ü.NN

Rigosol vom Rankertyp A_0-R_1-C ; Bodeneinheit: 3

flachgründiger R_1 Horizont (0-20 cm), skelettreich mit Grus aus Phyllitschiefer, sandiger Lehm, nährstoff- und kolloidarm, karbonatfrei und sauer, pH(K Cl) A_{0H} 5.16, R_1 5.34, R_2/C 6.70-6.92.

In Waldökosystemen sind derartige Böden sehr viel saurer (pH 3.5-4.0). Als Rigosole wurden sie im Laufe der Zeit durch Düngung oder Einbringung von basenreichem Material auf höher pH-Werte gebracht.

Ausgesprochener Trockenstandort mit geringer Wasserkapazität

Bodenwertzahl: SL 5 Dg 42/39

Nutzung: Ertragsweinberg mit Riesling (Anlage seit 1957) in Normalerziehung (Halbbogenerziehung mit Pendelbogen) mit 1,80 m Gassenbreite.

Abb. 15: Lage der Untersuchungsflächen bei Eltville (Luftbildaufnahme . Flug: 23/78).

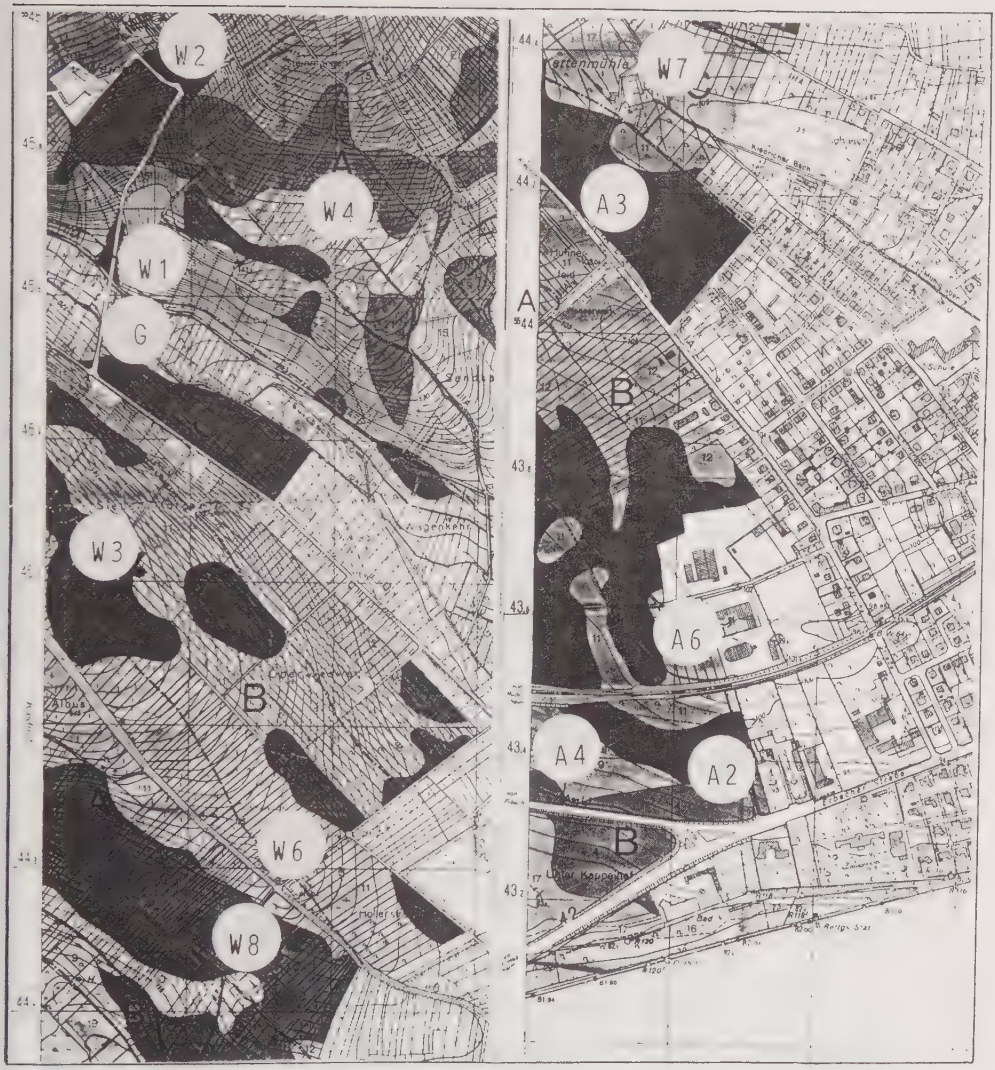


Abb. 16: Ausschnitt aus der Weinbaustandortkarte Eltville.

Bodenpflegemaßnahmen: In der Zeile Unterstock-Herbizidbehandlung ("Roundup"), in der Gasse alle 6 Wochen mechanisch offengehalten mit Rotavator oder Grubber.
Begleitflora: Trotz Bodenbearbeitung konnten folgende Pflanzen nachgewiesen werden (DIELMANN 1982): Convolvulus arvensis, Urtica dioica, Sonchus oleraceus, Stellaria media, Amaranthus chlorostachys, Rumex acetosa, Taraxacum officinale, Sedum album.

W II Lage: "Rauenthaler Wülfen" nord-östlich der Staatsdomäne Rauenthal (südöstlich des Rauenthaler "Gehrn")
Exposition: südlich; Höhe: 160-166 m ü.NN

Boden: Rigosol vom Typ der basenarmen Braunerde
(A) R_1-R_2-B_v-C Bodeneinheit: 5 Bodenwertzahl: SL 4V 48/45
Untergrund: grusige Phyllitverwitterung, vermischt mit Lößmaterial durch Erosion und Solifluktion, nährstoff- und kolloidreicher als W I, karbonatarm, pH(K Cl) (A) R_1 6.0, R_2 6.3, B_v 6.7, C 6.9 im oberen Hangbereich
R_1-R_2 5.65, C 6.7 im mittleren Hangbereich
Mittlere Feldkapazität, mäßig trockener Standort.
Böden dieses Typs meist aus dem vorhergehenden Typ (W I) entwickelt, jedoch mit sehr viel tiefgründigerem Solum. Häufig vergesellschaftet mit basenarmen Parabraunerde-Rigosolen, wobei es meist schwierig ist, den "argillischen" B_t-Horizont zu erkennen. Im oberen Hangbereich scheint Mergelmaterial bei der letzten Rigolung (1967 - 1969) eingebracht worden zu sein.

W III Lage: "Eltviller Taubenberg" Flur "Sieben Morgen"
Exposition: östlich, flach geneigt; Höhe: 149-152 m ü.NN

Boden: basenreiche Parabraunerde auf Lößuntergrund
(A) R_1-R_2-(B_t) C; Bodeneinheit: 7
gut entwickelter, tiefgründiger, lehmiger Boden; basenreich, karbonatarm (2 % $CaCO_3$) nur im R-Horizont
pH R_1 6.7, R_2 6.86, C 7.56
hohe Feldkapazität, ausgeglichener Wasserhaushalt.

Bodenwertzahl: L 3 Lö 74/75

Nutzung: ehemalige Unterlagen-Adaptationsanlage der Forschungsanstalt Geisenheim. Rigolung 1964
heute Ertragsweinberg mit Riesling mit Halbbogenerziehung (Pendelbogen) in Normalweite (Stockabstand: 1.70 m
Zeilenbreite: 1.60 m

Bodenpflegemaßnahmen:
Alternierend begrünte und offengehaltene Gassen, Unterstockbehandlung mit "Roundup".

Begrünung: seit April 1980 Dauerbegrünung jeder zweiten Rebgasse. Die ursprüngliche Einsaatmischung bestand aus 25 % Trifolium repens, 12,5 % Lotus corniculatus, 37,5 % Festuca rubra und 25 % Lolium perenne, die sich im Laufe der Zeit entmischte zugunsten von Trifolium repens (siehe hierzu Kap. 6.3.)
Weitere Begleitflora, z.T. auch in den offenen Gassen (SCHELL 1983): Stellaria media, Galium aparina, Urtica dioica, Convolvulus arvensis, Lathyrus latifolius, Polygonum aviculare, Papaver sativa, Achillea millefolium, Plantago major, Artemisia vulgare, Campanula rapunculoides, Amaranthus chlorostachys, Capsella bursa-pastoris, Melandrium album, Medicago lupulina.
Mulchung der Dauerbegrünung 2-3 mal während der Vegetationsperiode.

Offengehaltene Rebgassen: regelmäßiges Fräsen alle 6 Wochen von Anfang April (Schnittholz)bis November/Dezember (Laubstreu).

W IV Lage : "Eltviller Taubenberg" Flur "Steinmächer"
Exposition: südlich; Höhe: 145-150 m ü.NN

Boden: Rigosol vom Typ eines Pseudogleys (A)-R_1-R_g-BC,
Bodeneinheit: 10, entwickelt aus einer karbonatarmen Parabraunerde aus einer wenig mächtigen Lößschicht (50 cm), die einer Untergrundschicht aus tertiären Tonen aufliegt.
Basenreich und karbonatfrei, pH(K Cl) (A)-R_1 6.75, R_g 6.94
C 7.05. Hohe Feldkapazität, höchster Wassergehalt in R_g. Der Rigolhorizont ist durch eine hohe Wasserdynamik und einen inten-

siven Wechsel von feuchten und trockenen Phasen gekennzeichnet.

Bodenwertzahl: LT 5D 49/45

Nutzung: Ertragsweinberg (16 Jahre), Riesling mit Halbbogenerziehung (Pendelbogen) in Normalweite

Bodenpflegemaßnahmen:
Unterstock-Herbizidbehandlung ("Roundup")
natürliche Begrünung in der Rebgasse die zweimal untergefräst wird.

W VI Lage: "Kiedricher Sandgrub" zwischen Flur "Oberwiesweg" und "Kalbspflicht" am Lößhohlweg (Wasserbehälter)
Exposition: südöstlich; Höhe: 132 m ü.NN

Boden: Rigosol vom Typ einer Pararendzina (A)-R_1-R_2-(B) C aus Löß.
Bodeneinheit: 11
Rigolhorizont aus sandigem Lehm, basen- und karbonatreich
pH(K Cl) (A) R_1-R_2 7.45, (B) C 7.64-7.70.
Hohes Porenvolumen, mittlere Wasserkapazität, geringer Humusgehalt.

Bodenwertzahl: L 3Lö 80/86

Nutzung: Ertragsweinberg mit Riesling mit Halbbogenerziehung (Pendelbogen) in Normalweite

Bodenpflegemaßnahmen:
Unterstock-Herbizidbehandlung ("Roundup")
natürliche Begrünung in der Rebgasse die zweimal untergefräst wird.

W VII Lage: "Kiedricher Sandgrub" Flur "Kettenmühle"
Exposition: leichte südliche Neigung; Höhe: 106-108 m ü.NN

Boden: Rigosol vom Typ eines Auenboden (A) R_1-R_2 (M)-MG_o humoser schluffiger Lehm mit Krümelgefüge, porös, basen- und Karbonatreich,

pH(K Cl) (A) R_1-R_2 6.94, M-MG_o 6.92
Grundwasserstand an der Kettenmühle etwa bei 1.00-1.20 m Tiefe, im oberen Hangbereich in über 2.00 m Tiefe.

Bodenwertzahl: L 2D 80/88

Nutzung: Ertragsweinberg als Weitraumanlage

Bodenpflegemaßnahmen:
einjährige natürliche Begrünung (ähnlich wie bei W III), die im Herbst (November) untergefräst wird.

W VIII Lage: "Kiedricher Sandgrub" Flur "Kalbspflicht"
Exposition: südwestlich; Höhe: 122-130 m ü.NN

Boden: Rigosol vom Typ eines Verbraunten Pelosols (A) R_1-gR_2-C auf tertiären Tonmergeln (früher: "Tonmergelrenzinen"). Basen- und karbonatreicher Ton mit hoher Wasserkapazität und großem Porenvolumen, jedoch geringer Wasser- und Luftdurchlässigkeit, pH(K Cl) (A) R_1 7.28, gR_2 7.36, C 7.24, org.Geh. C_t: 0.46

Bodenwertzahl: L T 4D 58/58

Nutzung: Ertragsweinberg mit Riesling in Lenz-Mosel-Erziehung seit 1953, Weitraumanlage mit 3 m Zeilenbreite

Bodenpflegemaßnahmen:
natürliche Begrünung der Rebgassen mit Polygonum aviculare, Lathyrus latifolius, Convolvulus arvensis, Papaver rhoeas, Sonchus oleraceus, Cirsium arvense, Arthemisia vulgaris, Stellaria media, Lotus corniculatus, Trifolium repens und verschiedenen Poaceen (nach DIELMANN 1982).

G VII Lage: Sülzbach rechts von der Straße zur Domäne Rauenthal
Exposition: flach; Höhe: 118-119 m ü.NN

Boden: Allochthoner brauner Kalkauenboden aus jungem Hochflutlehm (Vegatyp) A-AM-M-MG_o

Bodeneinheit: dunkelsepiabrauner im A-Horizont stark humoser schluffreicher Lehm, im Unterboden sandiger Lehm mit Krümelgefüge, basen- und karbonatreich,
pH(K Cl) A-AM 6.4, M 6.5, MG_o 6.7

Bodenwertzahl: L III a^2 54/52

Nutzung: Grünland (Arrhenatherion mit Zeigern für mäßige Feuchtigkeit).

G IX Lage: parallel zum Sülzbach sonst wie G VII

Boden: Auengley A-G_o-G_r aus lehmiger Hochflutbildung mit deutlicher Rostfleckenbildung im G_o-Horizont (40 cm-80 cm Tiefe), basen- und karboantreich
pH(K Cl) A 6.9, G_o 6.97, G_r 6.97

Bodenwertzahl: nicht ermittelt

Nutzung: bachbegleitendes Gehölz aus Populus hybridae, Alnus glutinosa, Quercus robur, Prunus padus, Salix spec. und Rubus fructicosus. Krautschicht überwiegend Urtica dioica.

G X Lage: Sülzbach wie G VII

Boden: Bachschlamm des Sülzbaches
pH(K Cl) 6.7

Nutzung: keine

A II Lage: Flur "Oberer Kappelhof" (an der Erbacher Straße westl. Eltville)
Exposition: flach; Höhe: 90-94 m ü.NN

Boden: basenarme Braunerde aus tertiären und pleistozänen Kiesen und Sanden, A_p-(B)-C sandiger Lehm, karbonatfrei, mittlere Feldkapazität
Bodeneinheit: 4
pH(K Cl) A_p 5.98, (B)-C 6.39

Bodenwertzahl: L 4 D 58/60

Nutzung: ackerbaulich (Winterweizen)

A III Lage: Flur "Kettenmühle" (südlich)
Exposition: flach; westlich Höhe: 108-109 m ü.NN

Boden: basenreiche Parabraunerde aus Löß A_p-A_2-B_t-BC
sandiger Lehm, Oberboden karbonatfrei, tiefgründiger Boden mit ausgeglichenem Wasserhaushalt
Bodeneinheit: 7
pH(K Cl) A_p 7.23, A_2 7.18, B_t 7.59, BC 5.91.

Bodenwertzahl: L 3 Lö 76/78

Nutzung: ackerbaulich (Winterweizen)

A IV Lage: Flur "Ober Kappelhof" südlich der Eisenbahn Eltville-Rüdesheim, am Gebäude der Winzergenossenschaft
Exposition: flach; südlich Höhe: 91-94 m ü.NN

Boden: Pseudogley $A_{p(G_1)}$-G_2-G_3;
Bodeneinheit: 9
toniger Lehm aus tertiärem schluffig-tonigem Material, karbonat- und basenreich, sehr wechselfeucht, im Winter und Frühjahr Staunässe.
$A_{p(G_1)}$ 7.1, G_2 7.4, G_3 7.8

Bodenwertzahl: L 5 D 50/45

Nutzung: ackerbaulich (Winterweizen)

A V Lage: nördlich "Ober Kappelhof" (westlich Eltville)
jenseits (nördlich) der Eisenbahnlinie Eltville-Rüdesheim
Exposition: flach; Höhe: 100 m ü.NN

Boden: Pararendzina A_p-(B)C aus Löß;
Bodeneinheit: 11
sandiger Lehm, basen- und karbonatreich
pH(K Cl) A_p 7.56, A 7.61, (B)C 7.84
hohes Porenvolumen, mittlere Wasserkapazität

Bodenwertzahl: L 4 D 62/64

Nutzung: ackerbaulich (Winterweizen)

Abb. 17: Weinbaulandschaft bei Eltville.
Blick von der Untersuchungsfläche W III auf die Staatsdomäne Rauenthal.

4.8. Unterfranken

Die Untersuchungsflächen in Unterfranken beschränken sich auf vier Lagen.

Thüngersheim "Scharlachberg" (270m ü.NN; Exposition S)
Güntersleben "Sönnlein" (260m ü.NN; Exposition S)
Randersacker "Marsberg" (260m ü.NN; Exposition S)
Untereisenheim "Finkenflug" (260m ü.NN; Exposition W)

Die Auswahl der Flächen erfolgte im Zusammenhang mit dem Projekt "Berücksichtigung ökologischer Belange bei der Weinbergsflurbereinigung" der Bayrischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in München sowie der Bayrischen Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau in Veitshöchheim bei Würzburg.
Es wurden dabei Flächen ausgewählt,

- die hinsichtlich der benachbarten naturnahen Landschaftsstrukturen Unterschiede aufwiesen,
- die für die geologisch-bodenkundlichen Verhältnisse im Bereich des Maindreiecks repräsentativ sind,
- die bezüglich des Flurbereinigungsgrades charakteristische Unterschiede aufwiesen,
- die hinsichtlich der Pestizidbelastung gleich behandelt wurden.

Klima: Im Gegensatz zu den anderen Weinbaugebieten macht sich im fränkischen Bereich der Einfluß des kontinentalen Klimas mit warmen trockeneren Sommern und kälteren Wintern bemerkbar. Ein Vergleich der Klimadiagramme zeigt (Abb. 4), daß nicht nur die Jahresdurchschnittstemperatur im Mittel unter dem der anderen Gebieten liegt, sondern, daß hier auch die Dauer der frostfreien Periode am kürzesten ist.
Standörtlich bedingte Abweichungen von der "Norm" (Wetterwarte "Am Stein" bei Würzburg) sind in Abb. 4 dargestellt.
Darüber hinaus liegt für alle Untersuchungsflächen eine kleinklimatische Standortkartierung vor (WEISE et al. 1971)

Boden: Ein Überblick über die Geologie und Morphologie Unterfrankens sowie eine zusammenfassende Darstellung der von 1957-1962 durchgeführten Weinbergs-Bodenkartierung gibt WITTMANN (1966) Abb.18 gibt eine Übersicht zu den geologischen Verhältnissen und Formen der Geländeausbildung der vier untersuchten Lagen.

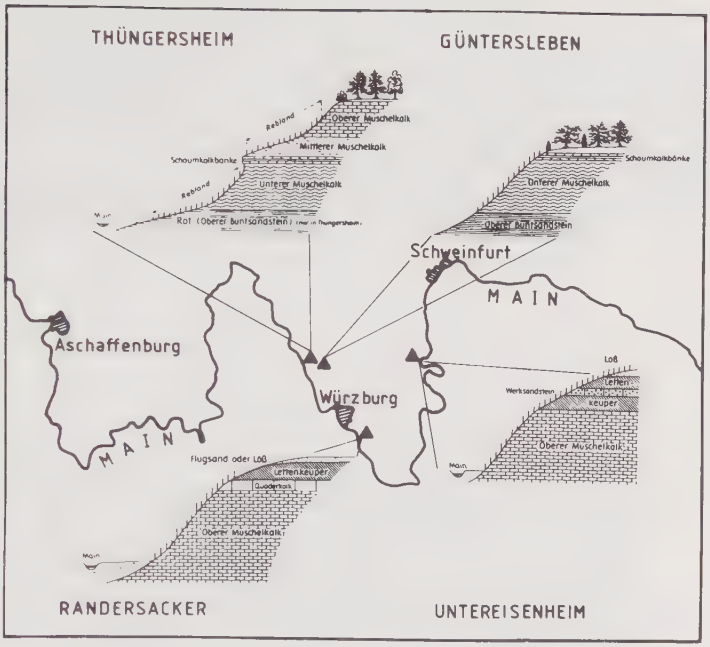


Abb. 18: Geologie der Untersuchungsflächen in Unterfranken.

Abb. 19: Untersuchungsfläche Thüngersheimer "Scharlachberg".
In der Mitte ist das Felsenriff deutlich zu erkennen.

Der Thüngersheimer Scharlachberg (Abb. 19) läßt sich deutlich unterteilen in einen Bereich mit Unterem und mit Mittlerem Muschelkalk, die durch ein breites Felsband, die Schaumkalkbänke, voneinander getrennt sind. Im oberen Bereich schließt sich die Verflachung des Oberen Muschelkalks an, der hier überwiegend durch einen Kiefernwald bewaldet ist.
Bei den Weinbergsböden handelt es sich um Rigosole vom Typ der Rendzina im Übergang zur basenreichen Braunerde. Schwach steinige, schluffige bis tonige Lehme treten auf, die eine alkalische Bodenreaktion zeigen. Ein Vergleich des Wassergehalts zeigt, daß es sich um trockenere Böden handelt. Weitere Angaben sind der Tab. 3 zu entnehmen.

Die Lage Günterslebener Sönnlein ist aus geologischer Sicht dem Unteren Muschelkalk zuzuordnen, der im oberen Teil mit den Schaumkalkbänken abschließt. Der hier vorkommende Rigosol vom Typ der basenreichen Braunerde zeigt Feinsandbeimengungen, was zu außerordentlich trockenen Bodenverhältnissen (G_w 8 %) führt. Die Bodenreaktion liegt im alkalischen Bereich (pH 7.57), der Gehalt an organischem Material ist mit 1.94 % C_t sehr niedrig. Im Vergleich hierzu sind die Bodenkennwerte der benachbarten aufgelassenen Obstgärten sehr verschieden, insbesondere der Gehalt an organischem Material (5.76 % C_t), Bodenfeuchte (G_w 15 %) und die mikrobiologischen Daten (Tab. 3).

Der geologische Untergrund des Randersackerer Marsberg ist dem Oberen Muschelkalk zuzuordnen, der im oberen Bereich von einer Schicht Quaderkalk und von Lettenkeuper bedeckt ist. Letztere sind vom Weinbau ausgeschlossen und charakteristisch für den Untergrund der Rendzinen im angrenzenden NSG Marsberg, das durch Kalktrockenrasen und Schlehengebüsche gekennzeichnet ist. Die Rigosole des Marsbergs sind tiefgründige tonige Lehme und dem Typ der basenreichen Braunerden zuzuordnen.

Die Untersuchungsfläche "Untereisenheimer Finkenflug" besteht im Untergrund ebenfalls aus Oberem Muschelkalk, dem in den höheren Lagen Lettenkeuper mit einer Werksandsteinschicht aufliegt.

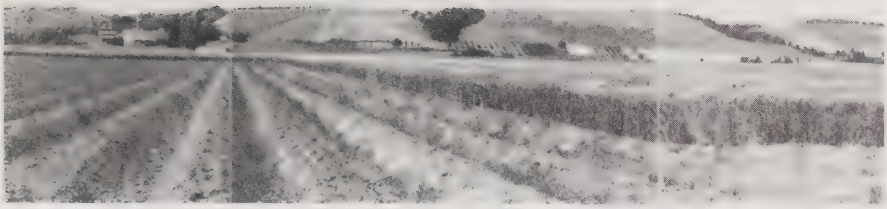


Abb. 20: Untersuchungsfläche Untereisenheimer "Finkenflug".

Abb. 21: Blick auf die "Klinge".
(Gehölz)

Eine großräumige Umlegung im Jahre 1971, die mit Bodenbewegungen verbunden war sowie die Einbringung von Müllkompost aus der Kompostierungsanlage in Schweinfurt schufen einen Rigolhorizont, der mit dem ursprünglichen Rigosol vom Braunerdetyp nur noch wenig gemeinsam hat. Der tonige Lehmboden zeigt eine alkalische Bodenreaktion (pH 7.47) und die typischen Eigenschaften eines wechselfeuchten Pseudogleys, wobei sogar Staunässe bzw. Verdichtungshorizonte mit rostbraunen Flecken erkennbar waren.
Während der Vegetationsperiode zeigte sich bereits Anfang Mai eine so starke Verhärtung des Bodens, daß es teilweise nur noch mit einer Spitzhacke möglich war, eine Bodenprobe zu nehmen.
Das Porenvolumen dieses Rigosols wird als äußerst niedrig geschätzt.
Weitere Angaben bzw. Bodenkennwerte siehe in Tab. 3 .

Nutzung:

Die Untersuchungsflächen in Unterfranken weisen neben verschiedenen Rebsorten ein unterschiedliches Alter der Rebbestände auf. Die Anlage im Thüngersheimer "Scharlachberg" wurde 1963 nach der Umlegung mit der Sorte "Scheurebe" bestockt.
Auf der unbereinigten Parzelle des Günterslebener "Sönnlein" steht seit 1948 die Sorte "Müller-Thurgau". Die gleiche Sorte finden wir (seit 1971) auch auf der Fläche "Sonnenberg/Finkenflug" in Untereisenheim.
Die jüngsten Rebbestände begegnen uns auf der Untersuchungsfläche des Randersackerer "Marsberg", wo seit 1976 die Rebsorte "Rieslaner" steht. Allen Untersuchungsflächen ist gemeinsam:

- Normalerziehung mit Halbbogen (Pendelbogen),
- Bodenoberfläche mechanisch offengehalten (im Günterslebener "Sönnlein" Bodenbearbeitung mit der Weinbergshacke, ansonsten maschinell),
- gleichartige Ausbringung von Pflanzenbehandlungsmitteln (siehe Tab.4)

Charakterisierung der Landschaftsstruktur und der naturnahen Flächen:

In den letzten drei Jahrzehnten ist der Anteil von kleinstrukturierten Weinbergslagen im Zuge von Flurbereinigung in Unterfranken ständig zurückgegangen. Von der bewirtschafteten Rebfläche (1978: 3253 ha) sind heute bereits etwa 70 % der Fläche

Abb. 22: Die "Klinge" des Untereisenheimer "Finkenflug" im oberen Hangbereich.

Abb. 23: Die "Klinge" im unteren Hangbereich.

bereinigt. Unterfranken gilt in Mitteleuropa sicherlich als das Weinanbaugebiet, das den stärksten landschaftsstrukturellen Wandel nach dem Zweiten Weltkrieg vollzogen hat.
Wo einst ein vielschichtiges Mosaik aus Rebflächen, Obstwiesen, Brachen verschiedener Sukzessionsstadien, Trockenrasen und lichten Laubmischwäldern, Felsstrukturen , Natursteinmauern und Steinriegeln das Landschaftsbild prägten, bestimmt heute eine monotone Rebfläche das Bild, deren einzige Strukturen Flurstraßen und Kanalisierungssysteme sind. Lediglich an den Oberhängen (Oberkanten) verbleiben naturnahe Strukturen z.B. durch randliche Waldbereiche. Es sei erwähnt, daß daher unbereinigte Weinbergslagen aus Gründen des Landschafts- und Naturschutzes vom Bayrischen Landesamt für Umweltschutz inzwischen im Rahmen einer Spezialkartierung erfaßt werden (BOTSCH et al. 1983). Die hier aufgeführten Untersuchungsflächen (Scharlachberg, Marsberg und Sonnenberg/ Finkenflug) zählen dabei noch zu jenen großbereinigten Lagen, auf die benachbarte naturnahe Bereiche noch in größerem Maße Einfluß nehmen könnten.

Im Thüngersheimer "Scharlachberg" wird das breite Felsband der Schaumkalkbänke, das Unteren und Mittleren Muschelkalk trennt, als naturnahe Struktur angesehen. Im oberen Teil von einem Gebüschstreifen aus Schlehdorn bewachsen, zeigt es nur geringe Ansätze zur Bodenbildung, während im steileren unteren Teil der nackte Fels zutage tritt.

Die totalbereinigte Lage "Randersackerer Marsberg" weist dagegen innerhalb der Rebflächen keine naturnahen Landschaftsstrukturen auf. An der Oberkante (im Übergang zum Lettenkeuper) wird sie durch das NSG Marsberg begrenzt, das eine charakteristische Vegetation der Kalktrockenrasen aufweist, wobei ein mehr oder weniger starker Verbuschungsgrad (Pruno-Ligustretum) festzustellen ist. Die hier vorkommenden Rendzinen sind flachgründig mit einem Solum von 10-20 cm und alkalischer Bodenreaktion (pH 7.76).

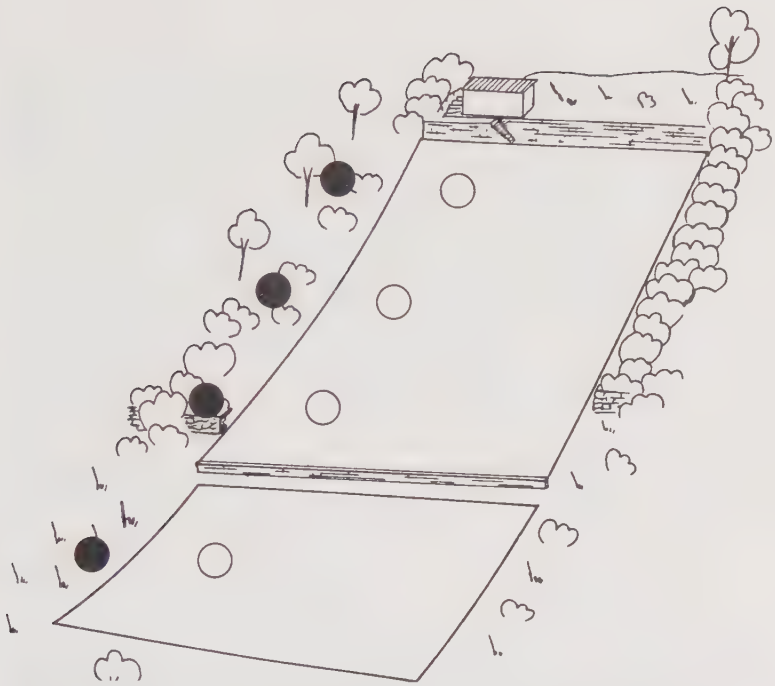


Abb. 24: Untersuchungsfläche Günterslebener "Sönnlein". Die Probennahmestellen sind durch Kreise gekennzeichnet. Schwarze Kreise: aufgelassener Obstgarten, weiße Kreise: Weinberg.

Abb. 25: Blick auf die Untersuchungsfläche Günterslebener "Sönnlein". Die Begrenzungshecke (rechts) wurde bereits gerodet.

In Untereisenheim finden wir eine gänzlich andere Situation vor: Hier wurden zwei Waldstücke, die sich jeweils in einer etwa 5 m tiefen Klinge befinden, von der Flurbereinigung ausgespart, so daß diese jetzt den Untereisenheimer Sonnenberg in drei zusammenhängende Rebflächen aufteilen.
Die Untersuchungsflächen lagen an der Klinge "Finkenflug". Abb.18 und 21 geben einen Überblick über ihre Lage, Abb. 22 u.23 Einblick von der Beschaffenheit der bewaldeten Klinge, deren Vegetation nach SCHLEICH (1981) ein feuchter Hasel-Eschenwald ist, seitlich begrenzt durch ruderale Hochstauden und einem 5-10 m breiten Streifen einer Glatthaferwiese.

Völlig im Gegensatz hierzu steht die Untersuchungsfläche Günterslebener "Sönnlein", eine unbereinigte Weinbergsparzelle, die noch in Handarbeit bewirtschaftet wird. Nach Süden grenzt sie an einen aufgelassenen Obstgarten mit Ruderal- teilweise auch Streuwiesencharakter. Nach Norden wurde die Weinbergsparzelle bis 1979 von einem 1-3 m breiten Gebüschstreifen begrenzt, so daß die Rebfläche vollständig von naturnahen Strukturen umgeben war. Abb. 24 und 25 geben einen Eindruck von Lage und Beschaffenheit des Standortes nach Beseitigung des ursprünglich rechts gelegenen Gebüschstreifens.

TAB. 4 : PFLANZENSCHUTZ (SPRITZFOLGE) UNTERFRANKEN

T E R M I N:	1.Vbl.	2.Vbl.	1.Nbl.	2.Nbl.	3.Nbl.	Traubenw.	
THÜNGERSHEIM	Pomuran Netzschwefel	dto.	Colosan Netzschwefel Sumisclex	dto.	dto. Netzschwefel Sumisclex	dto.	1980
GÜNTERSLEBEN	Pomuran Netzschwefel	dto.	Pomuran Netzschwefel	dto.	Pomuran Netzschwefel	dto.	1979
RANDERSACKER	Pomuran Netzschwefel	dto.	Pomuran Netzschwefel	dto.	Pomuran Netzschwefel	dto.	1978
UNTEREISENH.	Sumisclex		Sumisclex/Rubitox				
alle Flächen wurden pro Jahr gleich behandelt	Pomuran Netzschwefel	dto.	Pomuran Netzschwefel Ronilan	dto. -	Pomuran Netzschwefel Ronilan/E650/Rovral		1977

TAB. 5 : PFLANZENSCHUTZ (SPRITZFOLGE/AUFWANDMENGE KG/HEKTAR) ELTVILLE

T E R M I N:	Unterst.	1.Vbl.	2.Vbl.	1.Nbl.	2.Nbl.	3.Nbl.
W I W II W IV W VI W VII W VIII 1 9 8 1	Reglone Grammoxone	----Orthophaltan----Purgarol--Pomuran----- (1.0) (2.0) (2.2) (5.0) (6.25)				
		----Netzschwefel----Ronilan---Ronilan----- (9.6) (4.0) (-) (2.2) (2.5)				
		----Rubitox-Rovral----Bayleton----------Bayleton---- (3.2) (1.5) (1.1) (1.25)				
		----------Harnstoff----------Harnstoff--- (6.6) (7.5)				
		----------Thorak---------- (2.2)				
W III 1 9 8 1	Reglone Grammoxone	Orthophaltan- Pomuran --Pomuran --------- (3.0) (5.0) (5.0) (5.0)				
		Netzschwefel---------- (75.9) (6.5) (6.0) (6.0)				
		Ultracid---Ronilan--Ronilan---Ultracid---Ronilan----- (2.0) (2.0) (2.0) (2.4) (2.4)				
		----------Roundup-----Mikal----- (4.0)				

5. Ergebnisse

5.1. Qualitative Aspekte zum Vorkommen der Regenwürmer in den untersuchten Weinbergen

5.1.1. Artenspektrum und Artenverteilung

Eine Biozönose ist durch ein bestimmtes Artenspektrum gekennzeichnet, dem vor allem ein qualitativer Wert zukommt. Die Qualität besteht darin, daß die Art durch ihr Vorhandensein anzeigt, daß die für sie notwendigen Nischenmerkmale am Standort gegeben sind. Wieweit Nischendifferenzierungen und Überlappungen vorliegen, kann sicherlich erst nach einer quantitativen Analyse der Artenabundanzmuster sowie der Artenbiomasse - Verteilung beurteilt werden.
In den Untersuchungsgebieten wurden in den Weinbergen und ihren benachbarten naturnahen oder andersartig genutzten Räumen 20 Arten nachgewiesen (siehe Tab. 7)

Die Nomenklatur der Arten richtet sich im wesentlichen nach der vorläufigen Liste (bis Dezember 1981) der gültigen Artnamen (EASTON 1983), die im wesentlichen auf ZICSI (1982) zurückgeht. Gleichzeitig werden die älteren, aber häufig geläufigeren Nahmen nach der Nomenklatur von POP (1941), ZICSI (1965) und WILCKE (1967) angegeben und die abweichenden Namen nach BOUCHE (1972).
Tab. 7 gibt eine Übersicht welche Arten in den einzelnen Weinbergen (W) und ihren benachbarten naturnahen oder anders genutzten Flächen (N) gefunden wurden. Zusätzlich sind auch Angaben aus der Literatur berücksichtigt, wobei die Arbeiten von BOSSE (1967) und BANSE et al. (1972) im Bereich der mittleren Nahe von ULSHÖFER (1980) und von KOBEL-LAMPARSKI (1983) im Bereich Südbaden zu erwähnen sind.

TAB. 7 : ARTENLISTE

nach EASTON (1983)	WILCKE (1967)	BOUCHE(1972)
LUMBRICUS	LUMBRICUS	LUMBRICUS
- rubellus rubellus Hoffmeister ,1843	rubellus Hoffmeister 1843	rubellus rubellus Hoffmeister 1843
- castaneus (Savigny,1826)	castaneus (Savigny,1826)	castaneus (Savigny,1826)
- terrestris Linnaeus,1758	terrestris linnaeus,1758	herculeus (Savigny,1826)
DENDRODRILUS	DENDROBAENA (DENDRODRILUS)	dto.
- rubidus rubidus (Savigny,1826)	rubida (Savigny,1826)	rubida rubida (Savigny,1826)
- rubidus subrubicundus (Eisen,1874)	rubida (Savigny,1826)	subrubicunda Eisen,1874
EISENIELLA	EISENIELLA	EISENIELLA
- teraedra tetraedra (Savigny,1826)	tetraedra (Savigny,1826)	tetraedra (Savigny,1826)
EISENIA	EISENIA	EISENIA
- fetida (Savigny,1826)	foetida (Savigny,1826)	fetida fetida (Savigny,1826)
OCTOLASION	OCTOLASIUM	OCTOLASIUM
- lacteum (Örley,1881)	lacteum (Örley, 1885)	lacteum lacteum Oerley,1885
- cyaneum (Savigny,1826)	cyaneum (Savigny,1826)	cyaneum (Savigny,1826)

FORTZETZUNG DER ARTENLISTE

ALLOLOBOPHORA	ALLOLOBOPHORA	ALLOLOBOPHORA
- chlorotica chlorotica (Savigny,1826)	chlorotica (Savigny,1826)	chlorotica chlorotica (Savigny,1826)
- cupulifera Tetry,1937	cupulifera Tetry,1937	cupulifera Tetry,1937
APORRECTODEA	ALLOLOBOPHORA	ALLOLOBOPHORA
- icterica icterica (Savigny,1826)	icterica (Savigny,1826)	icterica (Savigny,1826)
- caliginosa caliginosa (Savigny,1826)	caliginosa (Savigny,1826)	caliginosus caliginosus (Savigny,1826)
- rosea rosea (Savigny,1826)	rosea (Savigny,1826)	roseus roseus (Savigny,1826)
- caliginosa caliginosa (Savigny,1826)	-	nocturnus (Evans,1946)
- longa longa (Ude,1885)	terrestris longa Ude, 1885	longus longus (Ude,1886)
- giardi giardi (Ribaucourt,1901)	terrestris (Savigny,1826)	terrestris terrestris (Savigny,1826)
HELODRILUS	ALLOLOBOPHORA	ALLOLOBOPHORA
- oculatus oculatus Hoffmeister,1845	oculata (Hoffmeister,1845)	oculata oculata (Hoffm.,1845)
- antipae antipae (Michaelsen,1891)	antipai Michaelsen,1891	antipai antipai Michaelsen, 1891
- antipae tuberculatus (Cernosvitov, 1935)	antipai tuberculata	dto.

Abb. 26: Das Artenspektrum der Regenwürmer in den verschiedenen Weinanbaugebieten.
W = Weinberge, N = Naturnahe oder anders genutzte benachbarte Fläche.

Lumbricus terrestris dominiert in den untersuchten Weinbergen Unterfrankens, der Pfalz, des Rheingaus, Rheinhessens und an der Nahe. In Südbaden kommt diese Art am zweithäufigsten vor, während sie in den Flächen an der Mosel, Ahr und am Mittelrhein kaum in Erscheinung tritt, obwohl sie hier in benachbarten naturnahen Flächen zu finden ist.

Lumbricus rubellus rubellus dominiert dagegen in den untersuchten Weinbergen von Mittelrhein, Mosel und vor allem in Südbaden, wo ULSHÖFER (1980) in acht verschiedenen Untersuchungsgebieten unter 1276 adulten Regenwürmern allein 1006 (=78,84%) Individuen dieser Art nachweisen konnte. Das Fehlen von L. rubellus in den untersuchten Flächen in der Pfalz, an der Ahr, im Rheingau und in Unterfranken ist vor allem deshalb bemerkenswert, weil in den naturnahen Flächen dieser Untersuchungsgebiete die Art z.T. sogar dominierend gefunden wurde.

Lumbricus castaneus wurde in einer Reihe der Untersuchungsgebieten nicht nachgewiesen. Dies gilt vor allem für die Weinberge und naturnahen Flächen der Ahr, des Mittelrheins und der Mosel, wo die Böden aus Devonschiefer und Grauwache hervorgegangen sind. Auch aus Südbaden meldete ULSHÖFER keinen Nachweis. In den Weinbergen wurde Lumbricus castaneus in der Pfalz, an der mittleren Nahe (BANSE 1972), in Unterfranken und an der Mosel (in der basenreichen Braunerde aus Löß des "Brauneberger Mandelgraben") gefunden. In den naturnahen Flächen der unterfränkischen Untersuchungsgebiete Untereisenheim und Güntersleben, sowie im Rheingau (Eltville) konnte die Art subdominant bis dominant nachgewiesen werden, trat jedoch nicht in den angrenzenden untersuchten Rebflächen auf.

Aporrectodea terrestris longa gehört zu den selteneren Arten der Weinberge. Sie wurde lediglich am Mittelrhein (Oberdollendorf) dominant in unbereinigten Rebflächen sowie in den naturnahen Flächen gefunden. An der Mosel fand sich diese Art nur auf der Mittelterasse des "Brauneberger Mandelgraben". ULSHÖFER (1980) erwähnt aus Südbaden nur einen Fund in einer dauerbegrünten Anlage bei Blankenhornsberg im Kaiserstuhl.

Die Art Aporrectodea caliginosa caliginosa fand sich dagegen in den Rebfächen häufiger ein. Das zeigte sich in den Flächen der Hoch- und Niederterrasse der Mosel, an der mittleren Nahe, am Mittelrhein, im Rheingau, in Rheinhessen (Mettenheim) und in Südbaden.
In den Rigosolen bei Eltville (Rheingau) trat A. caliginosa lediglich in den Typen des Pelosols (WVIII) und Auenbodens (WVII) auf, fand sich jedoch eudominant in

den Ackerböden (AII - AVI)sowie subdominant in den naturnahen Flächen (GVII, GIX, GX).
Auffällig ist das Fehlen dieser Art in den Rebflächen Unterfrankens, obwohl sie z.T. in den naturnahen Flächen dominant auftritt (Güntersleben, Untereisenheim).

Die Art Allolobophora chlorotica chlorotica wurde nur in den Rebflächen des Rheingaus, der mittleren Nahe und Unterfrankens (Thüngersheim) nachgewiesen. In den Weinbergsböden bei Eltville bildet diese Art zusammen mit Lumbricus terrestris eine charakteristische Lumbricidenassoziation. In den naturnahen Flächen sowie den Ackerböden tritt sie jedoch zugunsten anderer Allolobophora - Arten zurück.

Aporrectodea rosea rosea wurde nur in den untersuchten Weinbergen der Pfalz (Zellertal), des Rheingaus (Auenboden - Rigosol WVII in Eltville sowie in Aßmannshausen), Rheinhessens (Mettenheim), der mittleren Nahe (BOSSE 1967) und Südbadens (ULSHÖFER 1980) gefunden. Sie fehlte in Unterfranken, an der Mosel und in den Eltviller Rigosolen WI - WVI sowie WVIII, obwohl sie dort in den naturnahen Flächen vorhanden war.

Helodrilus antipae tuberculatus wurde äußerst selten in den untersuchten Weinbergen nachgewiesen, und zwar mit nur vier Individuen in Südbaden (ULSHÖFER 1980) sowie wenigen Individuen im Rigosol der basenreichen Parabraunerde von Eltville (siehe Tab. 12).

Aporrectodea icterica icterica kommt nur in den untersuchten basenreichen Braunerde - Rigosolen der Moselmittelterrasse des "Brauneberger Mandelgraben" vor. Diese Art, ein typisch atlantisches Faunenelement, findet an der Mosel ihre östlichste Verbreitungsgrenze und tritt in dem untersuchten Vorkommen als dominante Art in Erscheinung.

Die beiden Arten Allolobophora cupulifera und Dendrodrilus rubidus wurden bisher nur von SCHRUFT, ULSHÖFER und WEGNER (1982) aus Südbaden erwähnt, wobei zu bemerken ist, daß ULSHÖFER in seiner Originalarbeit (1980) einen Fund von Allolobophora cupulifera nicht erwähnt. Es wurde von den Autoren auch nicht darauf hingewiesen, wo die 10 Individuen dieser Art in Südbaden in den Weinbergen gefunden wurden. KOBEL-LAMPARSKI und LAMPARSKI (1983) fanden in ihren Untersuchungsflächen im Kaiserstuhl die Art Dendrodrilus rubidus subrubicundus und Aporrectodea nocturna. Letztere Art ist nach EASTON (1983) mit A. caliginosa caliginosa identisch.

Von den beiden Octolasium-Arten trat Octolasium lacteum in der Pfalz dominant auf, im Rheingau (Eltville) wurden beide Arten in der Sommer-, Herbst-, und Winterpopulation im Parabraunerde - Rigosol nachgewiesen (Tab. 12).
ULSHÖFER (1980) erwähnt 17 Individuen von Octolasium lacteum und 3 Individuen von O. cyaneum von insgesamt 1276 gesammelten adulten Tieren. KOBEL-LAMPARSKI und LAMPARSKI (1983) bestätigten das seltene Vorkommen in Rebflächen in ihren Untersuchungsflächen im Kaiserstuhl.

Die Art Eisenia fetida, die vor allem an der Mosel und in Unterfranken (Thüngersheim) gefunden wurde, wird hier ausschließlich durch Einbringung von Stallmist, Stroh oder Tresterkompost in die Weinberge eingeschleppt. Es ist dabei interessant festzustellen, daß im Frühjahr unmittelbar nach der Einbringung der organischen Substanzen relativ hohe Populationsdichten vorliegen, während im Herbst und Winter nach Abschluß der Primärzersetzung kaum noch Individuen nachweisbar sind.
Eisenia fetida ernährt sich ausschließlich von der künstlich eingebrachten Mulchdecke und verschwindet, wenn diese abgebaut ist, egal ob inzwischen anderes organisches Material (Laubbestandesabfall) im Herbst vorhanden ist oder nicht.

5.1.2. Die biogeographische Zuordnung der Arten

In Ergänzung zu den Ausführungen in Abschnitt 2.3.1. werden die in Weinbergen gefundenen Arten hinsichtlich ihrer biogeographischen Zuordnung in Tab. 8. charakterisiert.

TAB. 8 DIE BIOGEOGRAPHISCHE ZUORDNUNG DER ARTEN

LUMBRICUS R. RUBELLUS	peregrin	palaearktisch
LUMBRICUS CASTANEUS	peregrin	palaearktisch
LUMBRICUS TERRESTRIS	peregrin	palaearktisch
DENDRODRILUS R. RUBIDUS	peregrin	palaearktisch
DENDRODRILUS R. SUBRUBICUNDUS	peregrin	palaearktisch
EISENIELLA T. TETRAEDRA	peregrin	palaearktisch
EISENIA FETIDA	peregrin	palaearktisch
OCTOLASION LACTEUM	peregrin	palaearktisch
OCTOLASION CYANEUM	peregrin	palaearktisch
ALLOLOBOPHORA C. CHLOROTICA	peregrin	palaearktisch
ALLOLOBOPHORA CUPULIFERA		w- palaearktisch
APORRECTODEA I. ICTERICA		w- palaearktisch
APORRECTODEA C. CALIGINOSA	peregrin	palaearktisch
APORRECTODEA R. ROSEA	peregrin	palaearktisch
APORRECTODEA L. LONGA		palaearktisch
HELODRILUS O. OCULATUS		palaearktisch
HELODRILUS A. TUBERCULATUS		pannonisch

5.1.3. Ökologische Kategorien und Nischenverhältnisse

Die qualitativen Aspekte des Artenspektrums, wie die zugehörige Dominanz und Populationsdichte, haben eine spezielle Bedeutung für die Beurteilung der Nischenbedingungen. Hierbei erwies sich eine Klassifizierung der Regenwurmarten in bestimmte genau definierte ökologische Kategorien als nützlich.
Am Anfang waren die ökologischen Gruppen charakterisiert durch das Vorkommen der Arten in bestimmten Bodenschichten (BALUEV 1950, WILCKE 1953). Ausgehend von theoretischen Überlegungen entwickelte BOUCHÉ (1971) diese Klassifizierung weiter, indem er aufzeigte, wie die räumliche Verteilung durch funktionelle Strukturen des Ökosystems bedingt ist. Er unterschied drei Extremtypen aufgrund morpho-ökologischer Anpassung, nämlich die endogäische Kategorie ("endogés"), epigäische ("epigés") und die anektische Kategorie ("anéciques"). Tab. 9 gibt einen Überblick über die wesentlichen Merkmale der drei Extremtypen.
PEREL (1975) zeigte, daß die ökologischen Unterschiede zwischen den verschiedenen Regenwurmarten nicht nur mit ihren morphologischen sondern auch mit physiologischen Eigenschaften korrelieren.
Aufgrund ihrer ökologischen Eigenschaften unterschied sie 1977 sechs verschiedene Lebensformtypen:

I. Bewohner der Bodenoberfläche oder der Streuschicht, die sich von gering zersetztem pflanzlichen Bestandsabfall ernähren,
II. Bewohner des Oberbodens und der Streuschicht, die sich von gering zersetztem pflanzlichen Bestandesabfall ernähren,
III. Tiefgrabende Arten, die sich von nur gering zersetztem Bestandsabfall ernähren ("Blattfresser"),
IV. Bewohner des Oberbodens, die sich von zersetztem pflanzlichen Material ernähren,
V. Bewohner der mittleren Mineralbodenschicht, die sich von zersetztem pflanzlichen Material ernähren, das in der Mineralbodenschicht dispergiert vorliegt,
VI. Tiefgrabende Arten, die sich von zersetztem pflanzlichen Material ernähren, das in der Mineralbodenschicht dispergiert vorliegt.

Im gleichen Jahr entwickelte BOUCHÉ (1977) sein "concept de catégories écologiques" weiter, indem er die Definitionen der drei extremen Kategorien vervollständigte und gleichzeitig an Hand von Beispielen aufzeigte, wie sich be-

stimmte Regenwurmarten innerhalb dieser Kategorien einordnen lassen.
Der Versuch einer Quantifizierung dieser Klassifikation ist sicherlich noch verbesserungsbedürftig. Er führte aber vor allem zu der Anregung, auch klassische Populationsstrategien für die Klassifizierung der Lumbriciden zu berücksichtigen (SATCHELL 1980), was im Abschnitt 6.4. ausführlicher diskutiert wird.
Der Typ der epigäischen Kategorie entspricht bei PEREL dem Lebensformtyp I. Von der ursprünglichen Lebensweise in der Streuschicht ("straminicol") lassen sich weitere Anpassungen an das Habitat ableiten:
- eine "corticole" Lebensweise unterhalb der Rinde von Baumstämmen im Mulm des sich in Zersetzung befindlichen Phloems,
- eine "pholeophile" Lebensweise, d.h. ein Kommensalismus in den Gangsystemen von anderen Regenwurmarten oder von Dipterenlarven,
- eine "detritophage" Lebensweise mit Anpassung an große oft nur temporäre Ansammlungen von organischem Material ("Kompostwürmer"),
- eine "koprophage" Lebensweise z.B. in den Faeces von Rindern.

Die Anpassung an ein nährstoffreiches Milieu bewirkt einen intensiven Metabolismus und eine hohe Reproduktionsrate. Es zeigen sich vor allem auch morphologische Anpassungsmechanismen, die auf die oberirdische Lebensweise eingestellt sind die verbunden ist mit höherer Prädatation und ungünstigeren klimatischen Bedingungen.
Als typischen Vertreter der epigäisch-straminicolen Lebensweise seien Lumbricus castaneus und Dendrobaena octaedra erwähnt. zu den epigäisch-corticolen Typen zählen Arten wie Eisenia eiseni, Eisenia submontana und Dendrobaena rubida. Die sehr spezielle pholeophile Lebensweise wird vor allem durch Dendrobaena mammalis repräsentiert, während Eisenia foetida ein Vertreter des epigäisch-detritophagen Typs ist, was inzwischen auch für Zuchtzwecke ausgenutzt wird.
Die coprophagen Arten leiten sich meist von den epigäisch-straminicolen Lebensformtypen ab, wobei hier Dendrobaena-Arten aber auch Lumbricus castaneus von Bedeutung sind.

Den Übergang zur anektischen Kategorie bildet eine Gruppe, die als "epigäisch-anektisch" bezeichnet werden soll und die dem Lebensformtyp II bei PEREL entspricht. Sie ernährt sich von gering zersetztem pflanzlichen Bestandesabfall, besitzt aber teilweise schon die morphologischen Voraussetzungen für eine Grabtätigkeit. Ein typischer Vertreter dieser Gruppe ist die Art Lumbricus

rubellus, die eine echte Zwischenstellung einnimmt und bis in den Oberboden eindringt.

Die echten anektischen Formen (Typ III der Lebensformtypen von PEREL) sind große tiefgrabende, blattfressende (makrophage) Arten, von denen hier Allolobophora longa terrestris (= Aporrectodea giardi) als typischer Vertreter erwähnt sei, zum anderen auch Lumbricus terrestris, der jedoch eher eine Übergangsform darstellt zwischen den epigäisch-anektischen und den rein anektischen Arten. Sie zeigen nicht mehr eine homochrome Pigmentierung sondern höchstens nur noch eine dorsale Dunkelbraunfärbung, insbesondere der vorderen Körperabschnitte. Neben den morphologischen Voraussetzungen für eine intensive Grabtätigkeit blieben die Merkmale für eine oberirdische Lebensweise (Hautbefeuchtung, Pigmentation, Regenerationsvermögen, Lichtempfindlichkeit und Bewegungsaktivität nach Reizung) erhalten.

Den Übergang von der epigäischen zu der endogäischen Kategorie bildet die Gruppe IV bei PEREL, die hier als "epi-endogäisch" bezeichnet werden soll und der man Arten wie Allolobophora chlorotica (grüne Form) und A. rosea zuordnen kann. Der Übergang ist weitgehend fließend, wobei der endogäische Charakter zunimmt in der Reihenfolge der Arten Allolobophora chlorotica, A. rosea, A. antipai tuberculata, A. icterica und A. caliginosa tuberculata. Letztere Arten sind schließlich als typisch endogäisch einzuordnen, d.h. als mittelgroße, mikrophage, pigmentlose Arten, die durch eine gut entwickelte Grabmuskulatur, einen hohen Nahrungsdurchfluß und niedrige Respirationsraten gekennzeichnet sind. Bei PEREL entspricht diese Kategorie der Gruppe V der Lebensformtypen.

Schließlich verbleibt bei ihr die Gruppe VI, die eine Übergangsform zwischen endogäischer und anektischer Lebensweise darstellt. Der "endogäisch-anektische" Lebensformtyp ist in Mitteleuropa kaum vertreten, tritt jedoch in den südlicheren Ländern des Mittelmeerraumes häufiger auf. Für weitere Details sei daher auf die Arbeiten von BOUCHÉ (1972, 1977) verwiesen.

Den hier erwähnten Lebensformtypen der terrestrischen Böden seien noch zwei Typen gegenübergestellt, die den semiterrestrischen bzw. semiaquatischen Böden zuzuordnen sind:

1. Der "hygrophil-epigäische" Lebensformtyp, eine im Uferschlamm lebende

TAB. 9 : DIE CHARAKTERISTIKA DER ÖKOLOGISCHEN LEBENSFORMTYPEN NACH BOUCHE

MERKMAL	EPIGÄISCH	ENDOGÄISCH	ANEKTISCH
Anpassung an eine Lebensweise mit Grabtätigkeit:			
1. Muskulatur für grabende Tätigkeit	reduziert	entwickelt	stark entwickelt
2. Fähigkeit zur Längskontraktion	nicht vorh.	gering entw.	stark entw.
3. Hakenborsten	fehlen	fehlen	vorhanden
4. Gewicht	gering (10-30mg)	gering-groß	oft groß (200-1500)
Anpassung an eine Lebensweise an der Erdoberfläche			
5. Lichtempfindlichkeit	gering	groß	mittelmäßig
6. Bewegungsaktivität nach Reizreaktion	hoch positiv	niedrig positiv	mittelmäßig positiv
7. Hautbefeuchtung	entwickelt	schwach	stark entwickelt
8. Pigmentierung	homochrom	fehlend	dorsal und vorne
9. Regenerationsvermögen	nicht vorh.	variabel	bedeutend
Sonstige Merkmale			
10. Reproduktionsrate	hoch	begrenzt	begrenzt
11. Reifephase	schnell	mäßig	mäßig
12. Respirationsrate	hoch	niedrig	mittelmäßig
13. Überlebensmodus bei ungünstigen Beding. durch	Kokons	Quieszenz	Diapause
14. Nahrungspartikelgröße	mesophag	mikrophag	makrophag
15. Magen-Darm-Passage	langsam	schnell	variabel

mesophage Artengruppe, die sich hier von wenig zersetztem, organischen Material ernährt (Beispiel: Eiseniella tetraedra).

2. Der "hygrophil-endogäische" Lebensformtyp, eine Gruppe von mikrophagen Uferzonenbewohnern, die sich von zersetztem, z.T. dispergiertem, organischen Material ernährt (Beispiel: Allolobophora oculata, A. cupulifera).

Unterteilt man nun das Artenspektrum der untersuchten Weinberge in die zugehörigen ökologischen Kategorien (Abb. 27), so erkennt man das weitgehende Fehlen der verschiedenen epigäischen Lebensformtypen. Es finden sich sonst lediglich Übergangsformen des epigäisch-anektischen sowie des epi-endogäischen Typs. In der anektischen Kategorie dominiert Lumbricus terrestris, während Allolobophora longa terrestris nur sehr selten auftritt. In der Gruppe des endogäischen Lebensformtyps variiert das Vorkommen bestimmter Arten regional. Auffällig ist das Vorkommen von epi-endogäischen Arten, wie Allolobophora rosea und A. chlorotica.

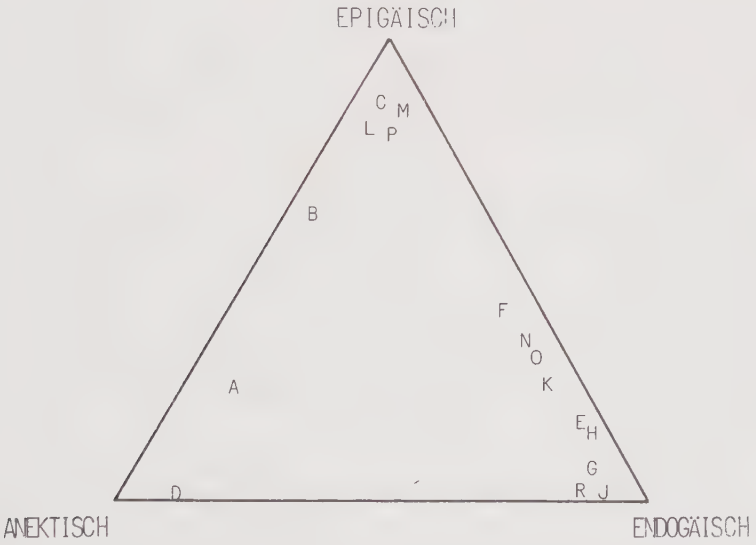


Abb. 27: Die ökologischen Lebensformtypen der Regenwürmer.
Abkürzungen siehe Tab.10.

5.1.4. Die Charakterisierung des Artenspektrums gemäß der optimalen standortbedingten Milieufaktoren sowie der ökologischen Valenz der Arten

Das Vorkommen einer Art ist nicht nur durch die biogeographische Verbreitung sowie raumbedingte oder ökosystemare Strukturen bedingt, sondern vor allem auch durch ein artspezifisches Spektrum von Milieufaktoren des Standortes, was den Nischenbedingungen der Art entsprechen muß. Auf die standortbedingten Faktoren, insbesondere des Bodens, die für das Vorkommen von Regenwürmern von Bedeutung sind, geht BOUCHE (1972) ausführlich ein.

Die von ihm durchgeführten mesologischen Studien sind Grundlagen für die hier vorliegende Charakterisierung des Artenspektrums der untersuchten Weinberge. Es ist streng genommen nicht ganz zulässig diese Daten, die sich auf das Areal von Frankreich beziehen, auf die deutschen Weinanbaugebiete zu übertragen. Dies ist jedoch aus heuristischer Sicht sehr wertvoll, solange keine flächendeckenden Untersuchungen in Mitteleuropa durchgeführt worden sind.

Bodenreaktion

Als erstes soll hier der Zusammenhang zwischen den in den Weinbergen gefundenen Arten und der Bodenreaktion (pH - Wert) dargestellt werden. Ordnet man die Taxa gemäß ihrem Vermögen, saure Böden zu besiedeln, nach dem minimalen pH - Wert, bei dem sie noch beobachtet wurden an, so erhalten wir eine Verteilungsmuster wie in Abb. 29.
Es ist deutlich erkennbar, daß die meisten Arten als acidotolerant bezeichnet werden können. Lediglich Helodrilus antipae tuberculatus, Eiseniella tetraedra tetraedra, Octolasion lacteum und Helodrilus oculatus zeigen eine etwas schwächere Acidotoleranz.
Ordnet man die Taxa nach ihrem jeweils maximalen pH - Wert, so kann lediglich Dendrodrilus rubidus als streng acidophil bezeichnet werden (Abb. 30).
Eine weitere Zuordnung der Arten kann nach dem mittleren pH - Wert des Vorkommen vorgenommen werden.
Abb. 28 zeigt deutlich das Dominieren der Arten im neutrophilen Bereich zwischen pH 6.0 und 7.0 . Die Art Lumbricus rubellus ist als acidophil (pH 5.78), Dendrodrilus rubidus sogar als streng acidophil (pH 5.04) zu bezeichnen.
In den basophilen Bereich ($pH \geq 7$) fällt lediglich die Art Helodrilus oculatus (pH = 7.0)

TAB. 10 STANDORTBEDINGTE MILIEUFAKTOREN UND ÖKOLOGISCHE VALENZ DER ARTEN (nach BOUCHE 1972)

Nr.	ART	C	N	C/N	W(C/N)	MIN/MAX(C/N)	CO_3	MIN/MAX(pH)		W(pH)	$\overline{pH}$
A	L. terrestris	3 560	315	11.39	28.04	(8.82/47.81)	77.1	3.9	8.4	16.3	6.41
B	L. rubellus	5 587	408	12.83	35.69	(8.34/30.05)	31.4	3.5	8.4	19.7	5.78
C	L. castaneus	3 878	329	11.62	28.13	(7.64/39.73)	64.9	3.9	8.4	16.1	6.29
D	A. giardi	3 254	300	10.93	15.75	(7.96/17.80)	75.9	3.5	8.2	17.5	6.27
E	A. caliginosa	3 892	327	11.69	26.27	(7.30/47.81)	70.5	3.7	8.4	16.9	6.32
F	A. chlorotica	3 418	305	11.13	26.62	(7.96/47.81)	71.0	4.3	8.2	15.5	6.53
H	A. rosea	3 802	343	11.08	17.61	(7.3 /24.38)	86.0	3.8	8.3	15.6	6.49
J	H. antipae	3 460	290	11.63	24.27	(7.81/22.84)	145.2	4.7	8.1	14.5	6.62
G	A. icterica	3 177	285	11.22	24.31	(7.81/30.05)	78.4	3.9	8.1	17.4	6.29
K	A. cupulifera	3 677	337	10.96	15.77	(8.58/17.59)	125.6	4.5	8.1	14.1	6.82
M	D. r.rubidus	7 758	552	13.09	35.28	(9.18/23.21)	0.6	3.8	6.9	16.8	5.04
N	O. cyaneum	3 720	323	11.66	24.28	(7.3 /38.33)	66.4	3.5	8.2	16.8	6.13
O	O. lacteum	4 240	384	11.03	17.78	(7.72/20.44)	59.1	5.0	8.1	12.5	6.44
P	E. fetida	9 293	646	12.59	25.08	(8.63/19.65)	35.5	4.3	7.5	17.3	6.40
L	D. r. subrub.	4 864	387	12.36	25.47	(7.74/27.39)	95.3	4.6	8.1	14.9	6.54
R	A. nocturna	4 042	327	12.49	23.31	(8.82/20.36)	143.9	5.5	8.0	11.9	7.0
	E. tetraedra	7 519	495	14.69	42.48	(8.74/29.84)	121.5	3.8	8.1	20.5	6.3
	H. oculatus	3 497	294	11.82	28.13	(7.81/38.33)	116.8	3.5	8.1	17.6	6.49

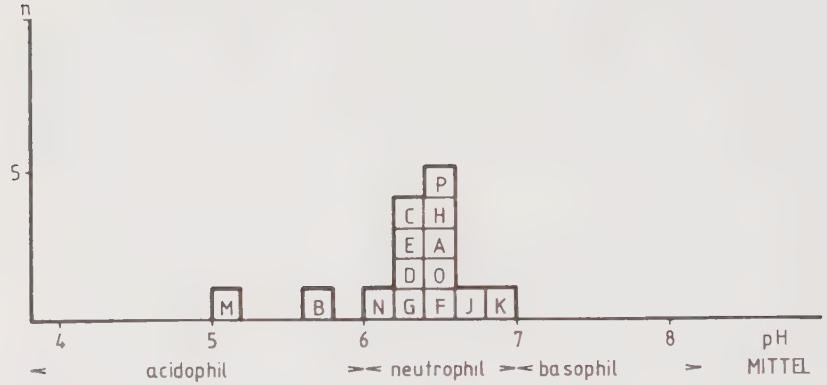


Abb. 28: Zuordnung der Arten nach dem mittleren pH-Wert ihres Vorkommens.

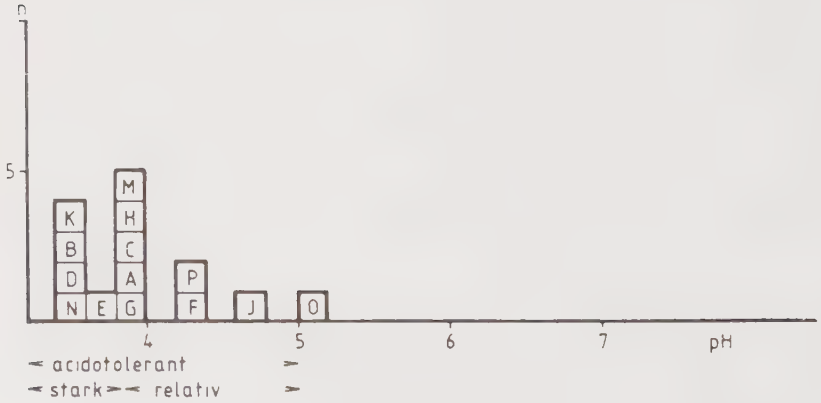


Abb. 29: Zuordnung der Arten nach dem minnimalen pH-Wert ihres Vorkommens.

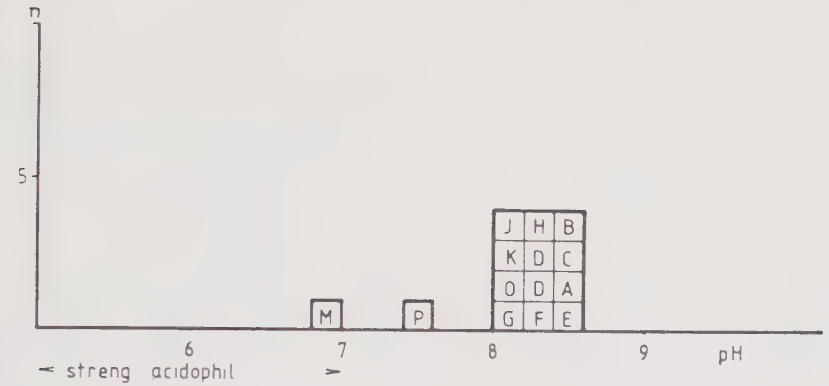


Abb. 30: Zuordnung der Arten nach dem maximalen pH-Wert ihres Vorkommens.

Abb. 31: Zuordnung der Arten nach dem Valenzmaß für den pH-Wert.

Berücksichtigt man das Verhältnis von Standardabweichung zu Mittelwert

($W = \frac{100}{\bar{x}}$; W = Eurytypie - Koeffizient bzw. Valenzmaß z.B. für pH
= Standardabweichung
$\bar{x}$ = Mittelwert),

so erhält man ein Maß für die Steno- bzw. Euryvalenz der jeweiligen Art (BOUCHE 1972). Die W (-pH)-Werte der gefundenen Arten liegen überwiegend zwischen dem steno- und euryiontischen Bereich. Lediglich Lumbricus rubellus kann hier als euryiontisch eingestuft werden (Abb. 31).

Kohlenstoff- und Stickstoffverhältnisse

Der zweite Aspekt zu den Milieufaktoren soll sich mit den Kohlenstoff- und Stickstoffverhältnissen der Böden beschäftigen und der Zuteilung der Taxa zu diesen. Abb. 32 gibt die Verteilung der Arten nach ihrer mittleren Verbreitung bezüglich des organischen Materials d.h. den Mittelwert von C_{total} ($in ^{o}/_{oo} = \bar{C}$), der für jede Art ermittelt wurde. Danach findet man die meisten Arten im Bereich unter $40 ^{o}/_{oo}\bar{C}$. Im Bereich $40 ^{o}/_{oo}$ und $80 ^{o}/_{oo}\bar{C}$, den BOUCHE als "moyennement organiques" bezeichnet, werden die Arten Octolasion lacteum (42400 ppm $\bar{C}$), Eiseniella tetraedra (48640 ppm $\bar{C}$), Lumbricus rubellus (55870 ppm $\bar{C}$) und Dendrodrilus rubidus (77580 ppm $\bar{C}$) gefunden. Nur Eisenia fetida (92930 ppm $\bar{C}$) liegt oberhalb der 8 % - Grenze in einem Bereich mit dem höchsten Gehalt an organischem Material.

Die Taxazuordnung zu dem Faktor Gesamtstickstoff (nach KJELDHAL) ist in Abb. 33 dargestellt. Die meisten Arten sind zwischen 28 und $34 ^{o}/_{oo}\bar{N}$ angeordnet und liegen damit in einem mittleren Bereich. Lumbricus rubellus findet man im Mittel in etwas stickstoffreicheren Böden ($40,8 ^{o}/_{oo}\bar{N}$). Sehr stickstoffreiche Medien werden dagegen nur von Dendrodrilus rubidus ($55,2 ^{o}/_{oo}\bar{N}$) und Eisenia fetida ($64,6 ^{o}/_{oo}\bar{N}$) bevorzugt.

Das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis, der C/N-Wert eines Bodens, wird in der Pedologie auch als Maß für die Humusverhältnisse und den Humustyp eines Bodens verwendet (KONONOVA 1975, DUCHAUFOUR 1978) und spielt für die Verbreitung der einzelnen Regenwurmarten eine bedeutende Rolle.
BOUCHE (1972) unterscheidet drei Gruppen, denen man die Arten zuordnen kann:

Gruppe I : eurybiontische Arten, deren Optimum unter C/N = 13 liegt,

Gruppe II: mesobiontische Arten mit einem C/N Optimum $\geq$ 13

Gruppe III: Extremtypen mit einem Optimum C/N $\geq$ 17

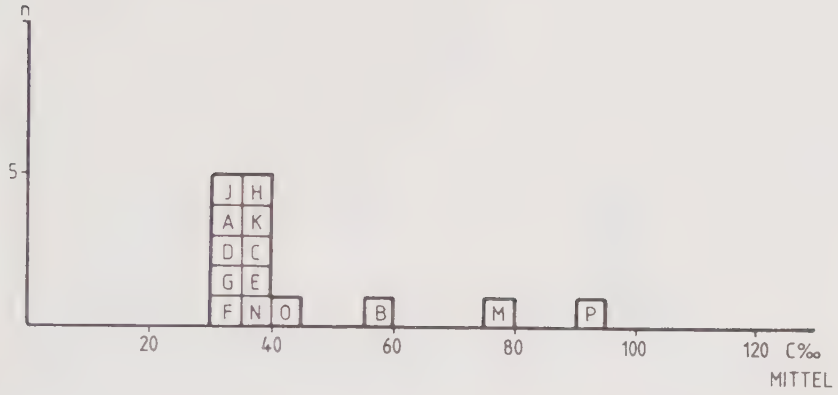


Abb. 32: Zuordnung der Arten nach ihrer mittleren Verbreitung bezüglich des organischen Materials.

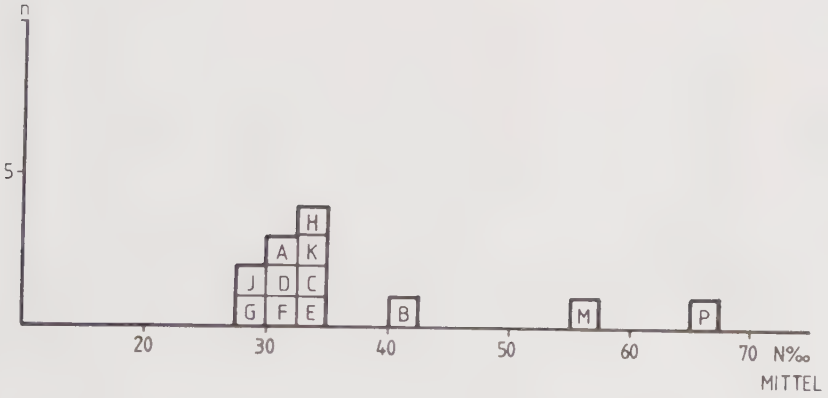


Abb. 33: Zuordnung der Arten nach ihrer mittleren Verbreitung bezüglich des Stickstoffgehaltes.

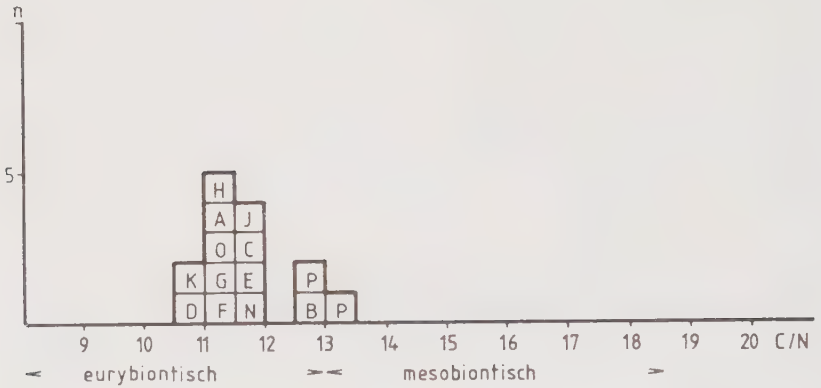


Abb. 34: Zuordnung der Arten nach ihrer mittleren Verbreitung bezüglich des Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisses.

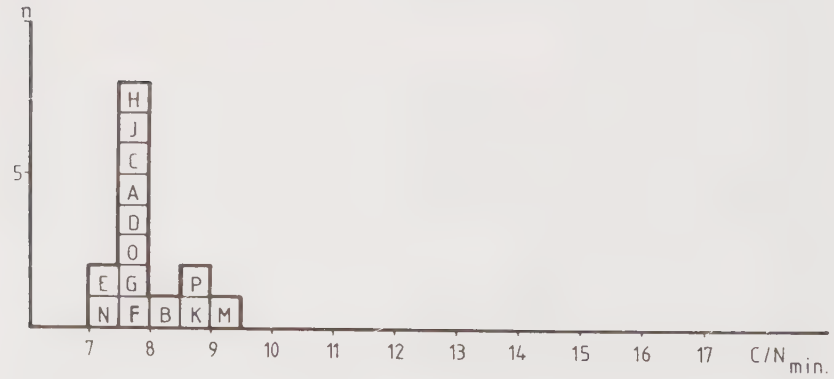


Abb. 35: Zuordnung der Arten zu dem jeweils niedrigsten C/N-Wert ihres Vorkommens.

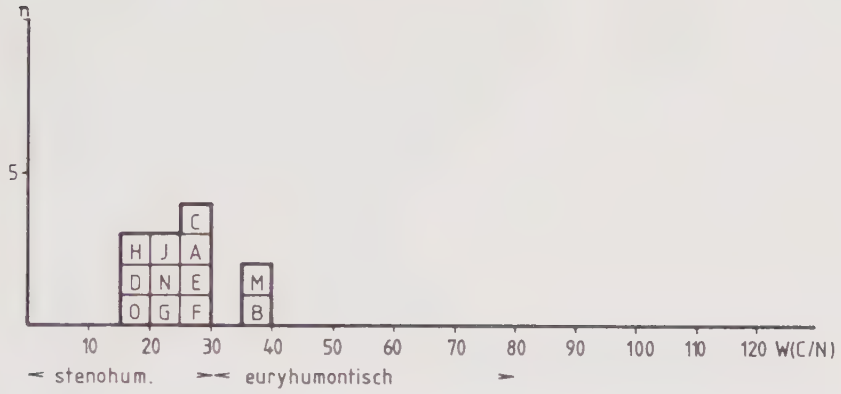


Abb. 36: Zuordnung der Arten nach ihrem Valenzmaß für den C/N-Wert.

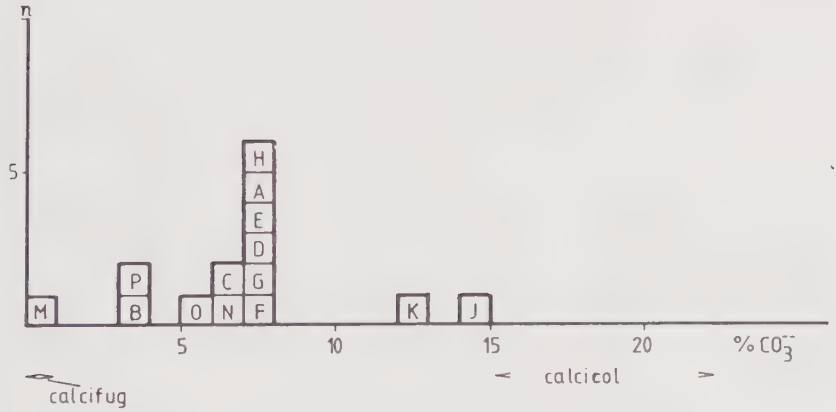


Abb. 37: Zuordnung der Arten bezüglich ihres bevorzugten Vorkommens gemäß dem Carbonatgehalt.

Betrachtet man nun die Verteilung der Arten auf ihr durchschnittliches C/N - Optimum (Abb. 34 , Tab. 10), so ist zu erkennen, daß fast alle Arten der untersuchten Weinanbaugebiete der eurybiontischen Gruppe zuzuordnen sind. Lediglich Dendrodrilus rubidus liegt mit einem Wert von 13.09 bereits im mesobiontischen Bereich. Bei Einbeziehung der Standardabweichung (Eurytypie-Koeffizient W (C/N) in Abb. 36) zeigt sich das Überwiegen von stenohumontischen Arten, von denen nur Lumbricus rubellus und Dendrodrilus rubidus abweichen. Die Arten können zwar bei niedrigen C/N-Werte (Abb. 35) gefunden werden, jedoch ist die Abweichung vom Optimum verhältnismäßig gering.

Calciumkarbonat

Das Vorkommen von Karbonaten, insbesondere von $CaCO_3$, spielt für die Verbreitung der verschiedenen Bodenorganismen eine bedeutende Rolle. Dies gilt auch für bestimmte Regenwurmarten, bei denen Calcium physiologisch von Bedeutung ist. KÖHLE (1978) zeigte dies an der multifunktionellen Bedeutung der Kalkdrüsen ("MORREN-schen Drüsen"), bei denen die Ausscheidung von Calcitgranula eng verbunden ist

- mit der Regulation des gesamten Calciumhaushaltes,
- mit der Anpassung an verschiedene CO_2-Partialdruckverhältnisse, sowie
- mit generellen Vorgängen der Exkretion und des Wasserhaushalts.

Vergleichende Untersuchungen zeigten eine artspezifisch unterschiedliche Funktion der MORRENschen Drüsen (KÖHLE 1980). Hinsichtlich ihrer durchschnittlichen Verbreitung zeigen die Regenwurmarten der untersuchten Weinanbaugebiete in Bezug auf den Karbonatgehalt ein bevorzugtes Vorkommen in einem Bereich zwischen 3 und 15 % CO_3^{2-} . Lediglich die Art Dendrodrilus rubidus kann als calcifuge Art bezeichnet werden. Echte calcicole Arten sind nicht in den untersuchten Weinbergen gefunden worden, wenngleich die selteneren Allolobophora-Arten Helodrilus oculatus, Allolobophora cupulifera und Helodrilus antipae karbonatreichere Böden bevorzugen (Abb. 37).

Bodenfeuchte

Ein weiterer Faktor, der die Verbreitung von Lumbriciden beeinflußt, ist die Bodenfeuchtigkeit (Abb. 38,39).
Geht man bei der Klassifizierung der Arten nach der Einteilung von BOUCHE (1972) vor, der die Feuchtigkeitsansprüche der einzelnen Arten am Vorkommen von stark hygrophilen "Referenzarten" mißt, so zeigt sich (Abb. 39), daß der Anteil hygrophiler Arten überwiegt, während echte xerophile Arten völlig fehlen.

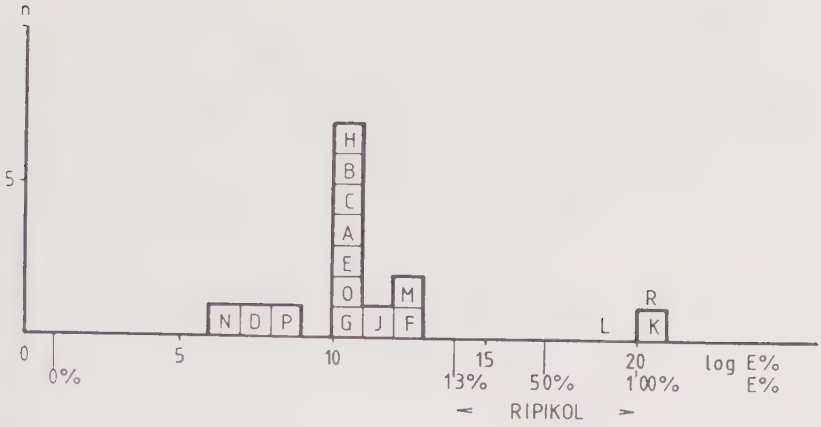


Abb. 38: Zuordnung der Arten gemäß ihrer Hygrophilie (Gewässernähe).

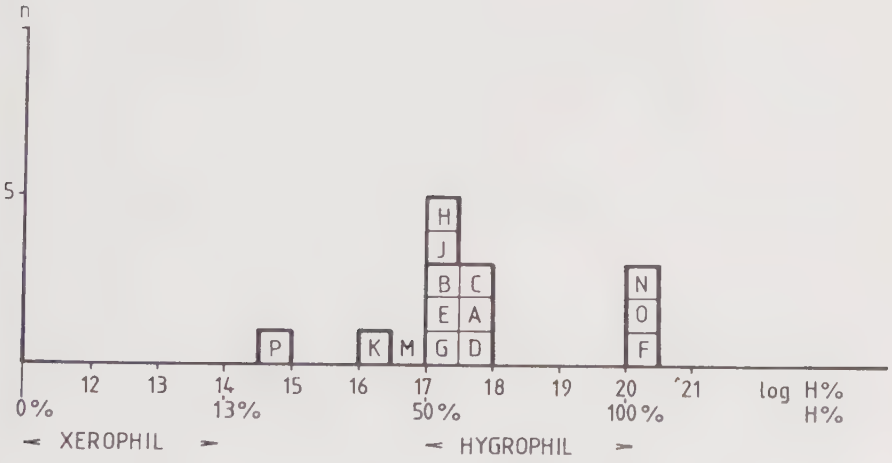


Abb. 39: Zuordnung der Arten gemäß ihrer Hygrophilie (Bodenfeuchte).

Zu den stark hygrophilen Referenzarten zählen u.a. Octolasium lacteum, O. cyaneum und Allolobophora chlorotica.
Als relativ indifferent ("mesophil") verhalten sich Eisenia fetida, Allolobophora cupulifera, Dendrodrilus rubidus und Eiseniella tetraedra. Ordnet man die Arten gemäß ihrem Vorkommen und ihrer Lebensweise in bzw. an fließenden und stehenden Gewässern, so lassen sich Eiseniella tetraedra, Allolobophora cupulifera und Helodrilus oculatus als echte "ripikole" d.h. gewässerliebende Arten bezeichnen. Tatsächlich findet man im Untersuchungsgebiet Eltville Eiseniella tetraedra und Helodrilus oculatus nur im Uferschlamm des Sülzbaches und z.T. in den unmittelbar angrenzenden Gleyböden. Über die Fundorte von Allolobophora cupulifera in Südbaden geben SCHRUFT, ULSHÖFER und WEGNER (1982) leider keine nähere Auskunft.

5.2. Quantitative Untersuchungsergebnisse der einzelnen Lumbricidenpopulationen

Die quantitative synökologische Analyse der Struktur und Zusammensetzung der einzelnen Lumbricidensynusien geht von zwei verschiedenen Quantitätsmerkmalen aus, nämlich der Abundanz und Biomasse. Diese flächenbezogenen Strukturparameter sollten für quantitative Aussagen zur Regenwurmzönose immer zusammen erfasst werden, da allein die artspezifischen Unterschiede der Körpergröße recht groß sind.
Die Abundanz wird hier als durchschnittliche Anzahl der Individuen einer Spezies bezogen auf einen Quadratmeter verstanden. Die Biomasse, als Maß für die Menge der organischen Substanz verschiedener Arten je Flächeneinheit, ist hier immer in Gramm 5%-formolfixiertem Tiermaterial pro m^2 angegeben. Streng genommen handelt es sich dabei nicht um die reale Abundanz und Biomasse, sondern um "apparente", d.h. methodenbedingte Quantitätsmerkmale (siehe Kap.3.2.). Ausgehend von den absoluten Quantitätsmerkmalen Abundanz und Biomasse werden auch relative Vergleichsgrößen herangezogen, um die Struktur der Lumbricidenpopulationen zu vergleichen. Hierzu gehört vor allem die Dominanz, die im doppelten Sinne verstanden wird:

- als Vergleichsgröße der Arten-Individuen-Relation ist sie ein Ausdruck der relativen Häufigkeit der Arten innerhalb der Tiergemeinschaft (Individuendominanz),

- als Vergleichsgröße der Arten-Biomasse-Relation gibt sie hier Auskunft über den relativen Gewichtsanteil der einzelnen Art an der Gesamtbiomasse (Biomasse- oder Gewichtsdominanz).

Die Darstellung der Dominanzstruktur der einzelnen Untersuchungsflächen wird in verschiedener Weise vorgenommen. Für die Untersuchungsflächen im Raum Eltville wird sie in Säulendiagrammen (Abb. 51) und als Kreissegmente in Kreisdiagrammen (Abb. 50) dargestellt. Näheres hierzu ist in Abschnitt 5.2.3. dargelegt. In den anderen Untersuchungsflächen erfolgt die Darstellung über Sterndiagramme, wie sie auch von DUNGER (1968) verwendet wurden. Die einzelnen Segmente sind dabei fest einzelnen Arten zugeordnet, wobei hier die Segmente bis zu einem Dominanzgrad von 20% ausgefüllt werden, oberhalb der 20%-Grenze jedoch wieder spitz zusammenlaufen, bis der Dominanzwert erreicht ist. Als Maßstab gilt die Darstellung in Abb. 40 .

Zur Untersuchung des Einflusses der strukturellen Faktoren Bodentyp und Agrarnutzungstyp bzw. Landschaftsstrukturtyp werden weitere relative Vergleichsgrößen herangezogen. Hierzu gehört die Abundanz- und Biomasse-Diversität, die Äquität oder Evenness, die Dominanzidentität nach RENKONEN, die Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR und der Diversitäten-Quotienten-Index. Näheres hierzu wird in den Abschnitten 5.2.3.3. - 5.2.3.6. dargelegt.

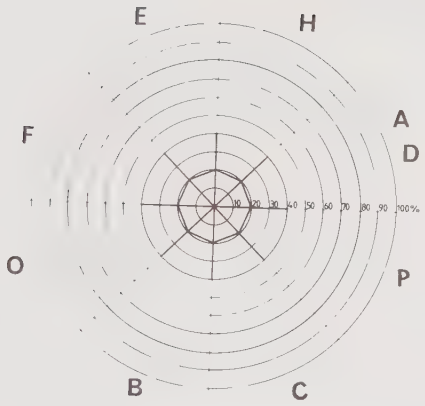


Abb. 40: Sterndiagramm zur Darstellung der Dominanzverhältnisse (nach DUNGER 1968).

5.2.1. Quantitative Ergebnisse der unterfränkischen Versuchsfläche

5.2.1.1. Thüngersheim

Im Untersuchungsgebiet ("Thüngersheimer Scharlachberg") wurden insgesamt an drei Stellen Proben genommen:

A unterhalb des Felsenriffs in einem Weinberg mit Strohmulchung,

B im Felsenriff an Stellen mit Bodenbildung (Handsortierung bis zu der jeweiligen Tiefe der Mächtigkeit des Solums),

C oberhalb des Felsenriffs in offenem Weinberg (jede zweite Reihe Strohmulchung).

Im naturnahen Felsenriff wurden keine Regenwürmer gefunden. Das Artenspektrum sowie die Dominanzstruktur verhält sich bei den beiden anderen Flächen unterschiedlich.

Während in der Fläche unterhalb des Felsenriffs deutlich A. chlorotica dominiert (Abundanz: 66,7, Biomasse: 61,5%) begleitet von L. terrestris (A: 22,2%; B: 36,5%) und Eisenia foetida (A: 11,1%; B: 2,0%), dominiert in der Fläche oberhalb des Felsenriffs Lumbricus terrestris (A: 85%; B:98,8%).

Die Biomasse und Abundanzwerte heben sich deutlich voneinander ab. Beide Werte sind durch das stärkere Auftreten von Lumbricus terrestris oberhalb des Felsenriffs höher als unterhalb desselben, nämlich 40 Ind./m^2 mit 120,4 g/m^2 gegenüber 9 Ind./m^2 mit 10,4 g/m^2.

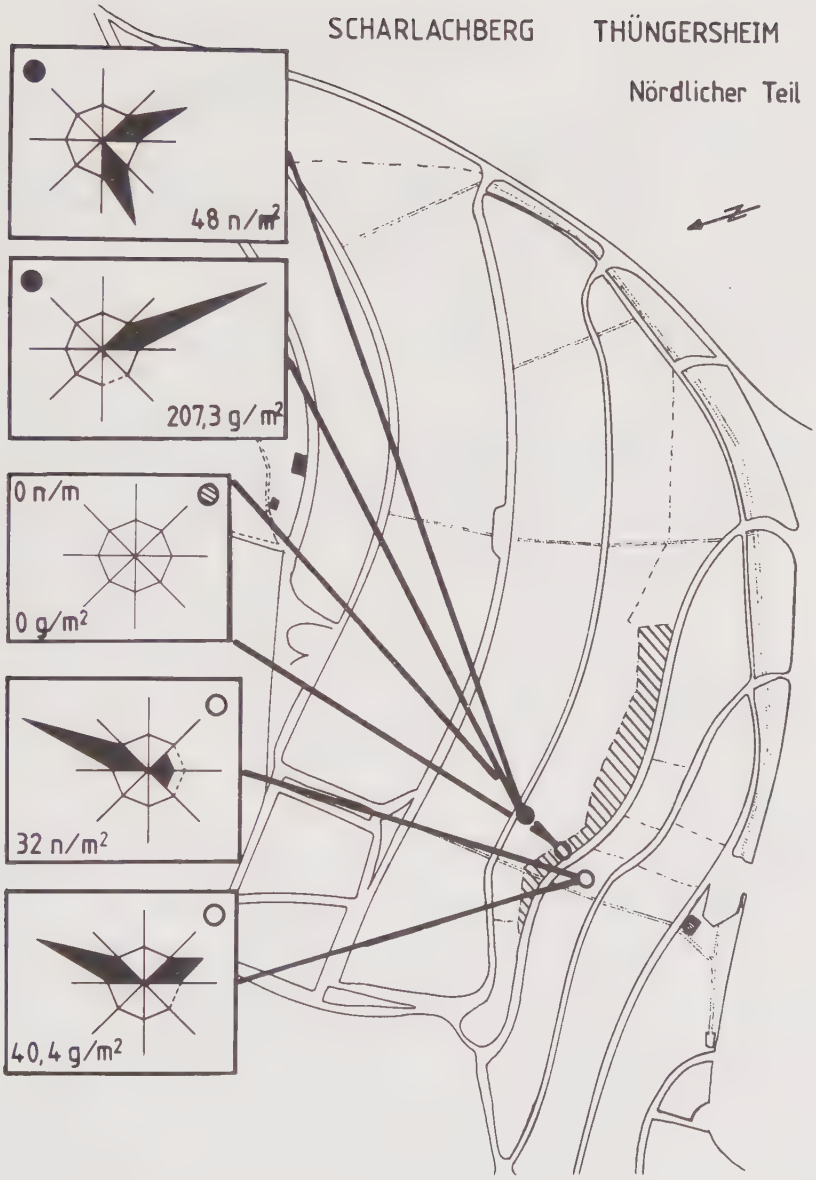


Abb. 41: Abundanz-(n/m²), Biomasse-(g/m²) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsfläche Thüngersheimer "Scharlachberg".

5.2.1.2. Randersacker

Abb. 42 zeigt die Dominanzstruktur, Abundanz- und Biomassewerte im NSG Marsberg sowie im flurbereinigten Weinberg.
In den flachgründigen Rendzinen des Naturschutzgebietes dominiert Octolasium lacteum in der Abundanz und Biomasse (A: 77,9 %; B: 59,6 %) vor Lumbricus terrestris (A: 5,3 %; B: 29,8 %), Allolobophora caliginosa (A: 3,4 %; B: 5,3 %) und Lumbricus rubellus (A: 12,4 %; B: 5,3 %).
Die tiefgründigen Rigosole des Marsbergs waren dagegen nur von einer Art besiedelt, nämlich von Lumbricus terrestris (A: 100 %; B: 100 %).

Die Abundanz- und Biomassewerte zeigen deutliche Unterschiede.
Während in den Rendzinen des NSG Marsberg höhere Abundanzwerte zu finden waren (38 Ind./m^2 gegenüber 13,6 Ind./m^2, lagen die Biomassewerte in den Rigosolen beträchtlich höher (50.3 g/m^2 gegenüber 22,8 g/m^2).

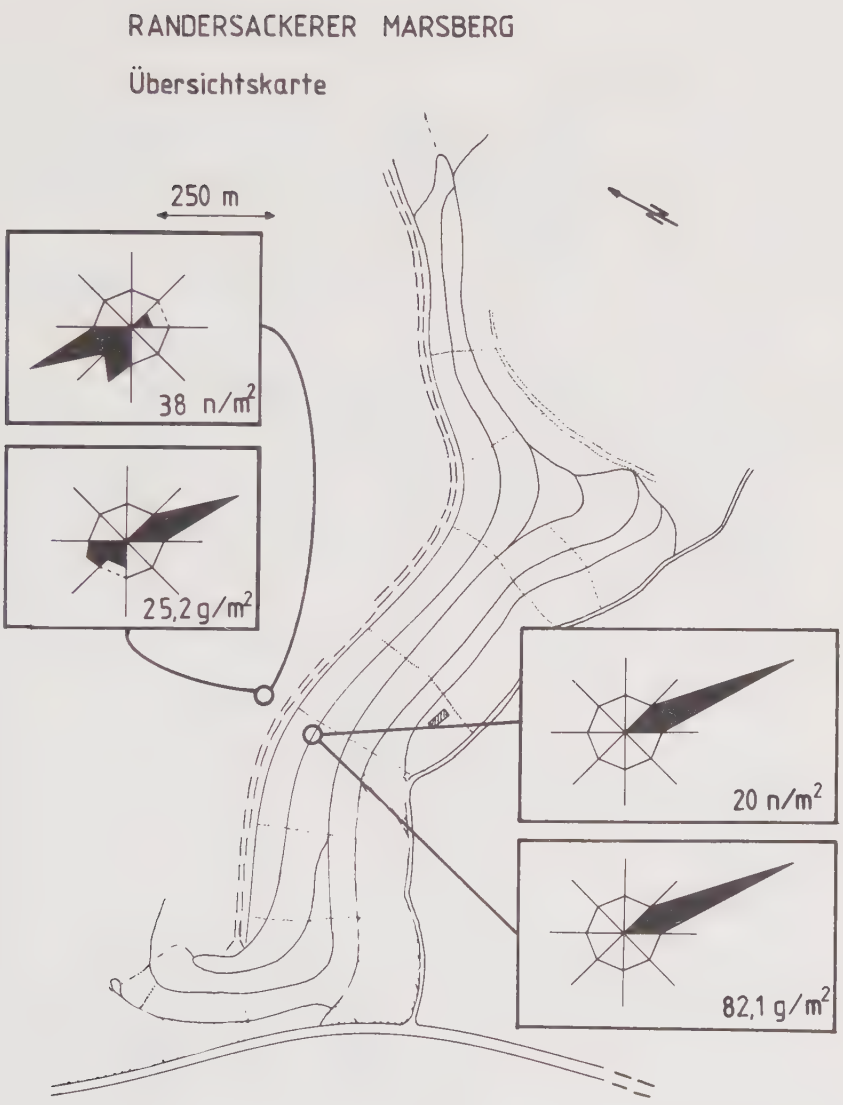


Abb. 42: Abundanz-(n/m²), Biomasse (g/m²) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsfläche Randersackerer "Marsberg".

5.2.1.3. Güntersleben

Die Ergebnisse von den Untersuchungsflächen "Günterslebener Sommerstuhl"sind in Abb. 43 dargestellt.
Als "Ökologische Zelle" lag hier ein aufgelassener Obstgarten neben einem mehr als 30 Jahre alten Weinberg.

Auf beiden Flächen fand sich bei der Frühjahrsaufsammlung 1980 nur die Art Lumbricus terrestris.

Die Abundanzwerte (Weinberg: 8,7 Ind./m^2 ; Obstgarten: 6 Ind./m^2) unterschieden sich nur unwesentlich voneinander, während die Biomassewerte stärkere Abweichungen zeigten (Weinberg:42,4 g/m^2 ; Obstgarten: 21,3 g/m^2). Das durchschnittliche Individuengewicht der Art Lumbricus terrestris lag auf der Weinbergsfläche höher als in dem aufgelassenen Obstgarten (Weinberg: 4,88 g/Ind. ; Obstgarten: 3,55 g/Ind.).

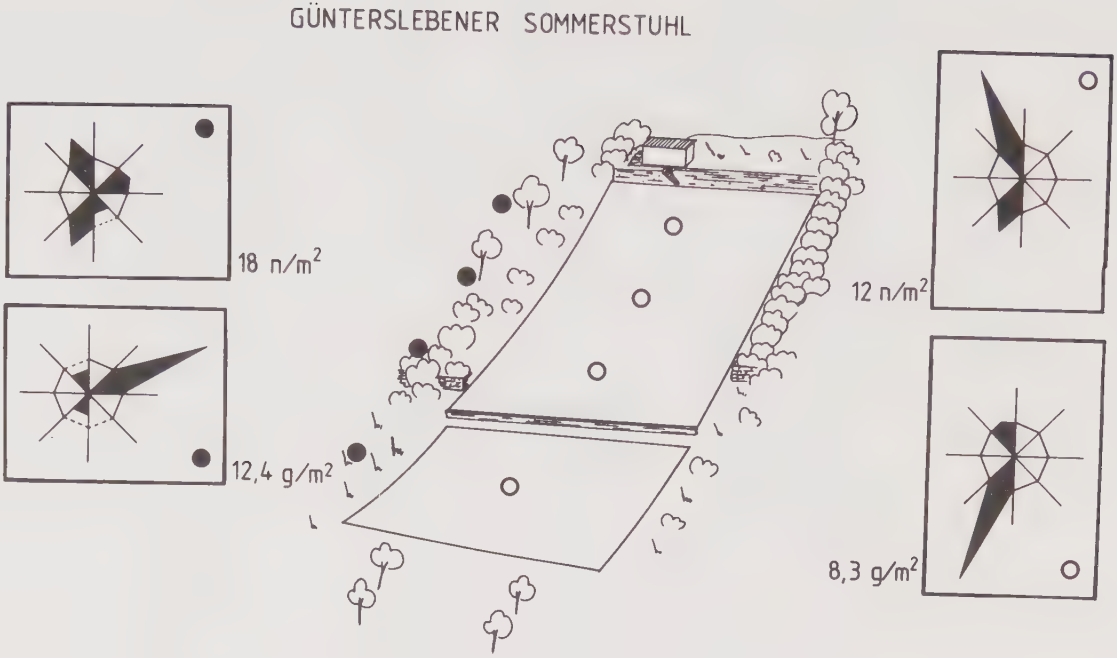


Abb. 43: Abundanz-(n/m²), Biomasse-(g/m²) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsfläche Günterslebener "Sommerstuhl".

5.2.1.4. Untereisenheim

Die Ergebnisse aus Untereisenheim sind in Abb. 44 dargestellt.
Es zeigt sich, daß in der Rebfläche ("Sonnenberg") keine Regenwürmer vorkommen. In der Waldfläche ("Finkenschlag") fand sich dagegen ein relativ breites Artenspektrum (6 Arten) mit hoher Äquität.
Hinsichtlich der Abundanz dominierte hier Allolobophora rosea (68,5%) vor Lumbricus terrestris (9,6%), Lumbricus castaneus (8,6%), Allolobophora caliginosa (6,8%), Octolasium lacteum (5,2%) und Dendrobaena rubida (1,2%).
Bei der Dominanzstruktur zur Biomasse verschiebt sich das Verhältnis aufgrund der unterschiedlichen Individualgewichte wie folgt: Lumbricus terrestris(44,3%) Allolobophora rosea (30,1%), Octolasium lacteum (13,6%), Allolobophora caliginosa (6,5%), Lumbricus castaneus (5,3%) und Dendrobaena rubida (0,2%).

In der angrenzenden Ruderal- und Grünlandrandzone verschob sich die Dominanzstruktur von Allolobophora rosea (A: 26,9% ; B: 24,2%) mehr zugunsten der Art Allolobophora caliginosa (A: 61,5% ; B: 49,4%). Es folgte Lumbricus terrestris (A: 7,7% ; B: 24,3%) und -stark reduziert- Lumbricus castaneus (A:3,8% ;B:2,1%), während Octolasium lacteum hier nicht mehr aufzufinden war.

Vergleichen wir die Werte der Abundanz und Biomasse, so hebt sich die Waldfläche (A: 244 Ind./m^2 ; B: 93,7 g/m^2) deutlich von der Randzone ab (A:104 Ind./m^2 ; B: 37,9 g/m^2).

Ein Vergleich der Arten untereinander macht es nötig, auch die Abundanz- und Biomassewerte der Arten miteinander zu vergleichen. Es wird dabei noch deutlicher sichtbar, in welch starkem Maße Lumbricus castaneus (Abundanz und Biomasse) aber auch Lumbricus terrestris (Biomasse) in der Randzone reduziert sind, während Allolobophora caliginosa hier generell höhere Werte aufweist.

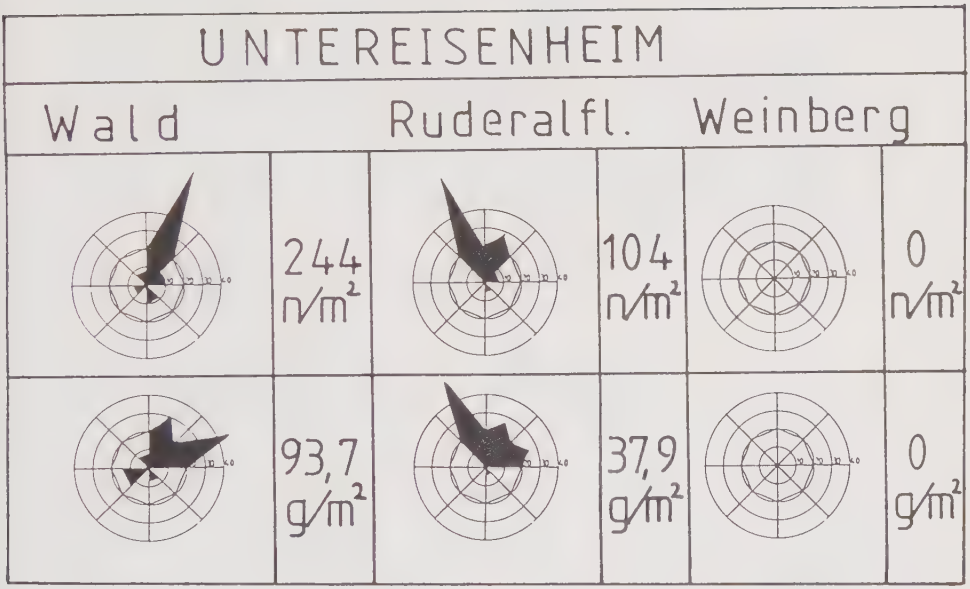


Abb. 44: Abundanz-(n/m²), Biomasse-(g/m²) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsfläche Untereisenheimer"Sonnenberg".

5.2.2. Quantitative Ergebnisse aus anderen Weinanbaugebieten

5.2.2.1. Mosel

Eine weitere Möglichkeit, den Einfluß der Landschaftsstruktur Wald auf den Weinberg zu untersuchen, ergab sich an der Mosel gegenüber der Ortschaft Brauneberg an der Oberkante der Weinbergslage "Brauneberger Juffer", wobei hier vor allem auch noch ein anderer Rigosoltyp (Ranker - Saure Braunerde auf Hunsrückschiefer) vorlag. Hier findet sich in der Weinbergsfläche nur eine schwache Lumbricidenpopulation aus Eisenia foetida (4 Ind./m^2; 1,4 g/m^2), während in dem angrenzenden Wäldchen vier Arten zu finden sind, von denen Allolobophora rosea (A:68,6%; B:15,1%) und Allolobophora caliginosa (A:17,6%; B:39,3%) dominieren, gefolgt von Lumbricus rubellus (A:11,8%; B:18,1%) und Lumbricus terrestris (A:2,0%; B: 27,6%).
Die relativen Abundanz- und Biomassewerte lagen hier mit 204 Ind./m^2 und 88,1 g/m^2 relativ hoch im Vergleich zu ähnlichen Böden an Ahr (Marienthal) und Mittelrhein (Oberdollendorf).

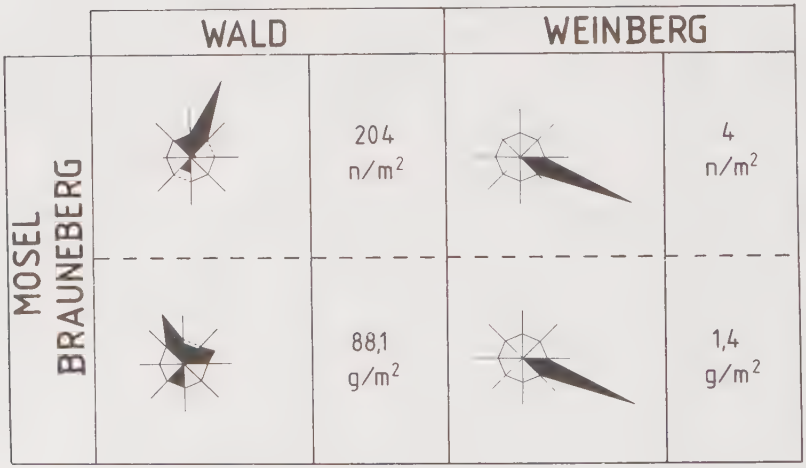


Abb. 45: Abundanz-(n/m^2), Biomasse-(g/m^2) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsflächen Brauneberg/Mosel.

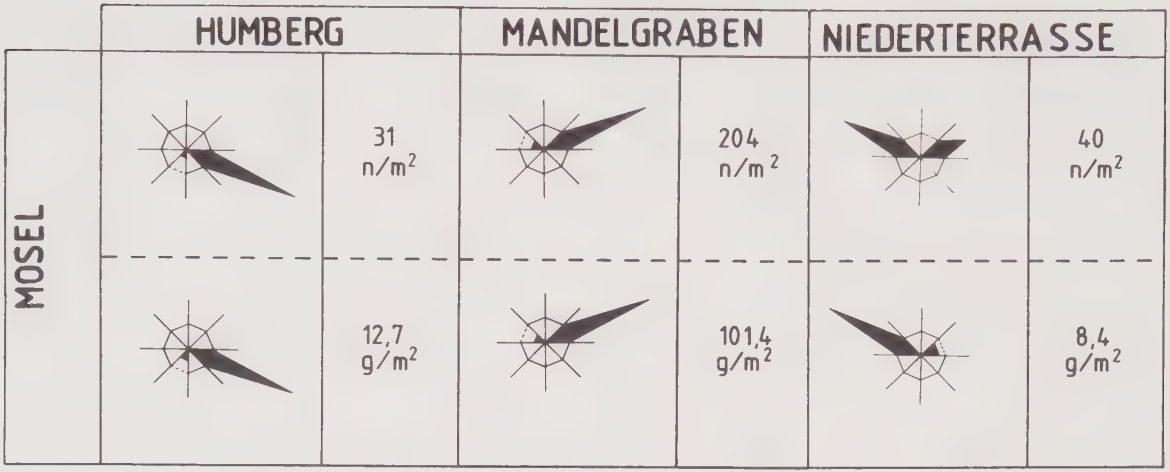


Abb. 46: Abundanz-(n/m²), Biomasse-(g/m²) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsflächen Humberg, Mandelgraben, Niederterrasse/Mosel.

5.2.2.2. Ahr

Die in Marienthal an der Ahr ("Marienthaler Klostergarten") vorgenommenen Untersuchungen zeigten in den Ranker - Rigosolen kein Vorkommen von Lumbriciden. Als naturnahe Struktur lag hier eine in den Weinberg hineinragende Felsnase vor, die teilweise mit einer alten Mauer abgesichert war, welche im Rahmen einer Flurbereinigung nach Süden hin erneuert worden ist. In dieser Fläche traten die beiden Arten Lumbricus terrestris (A:50%; B:66%) und Lumbricus rubellus (A:50%; B:33%) mit einer relativen Abundanz von 16 Ind./m^2 und einer Biomasse von 47,8 g/m^2 auf.

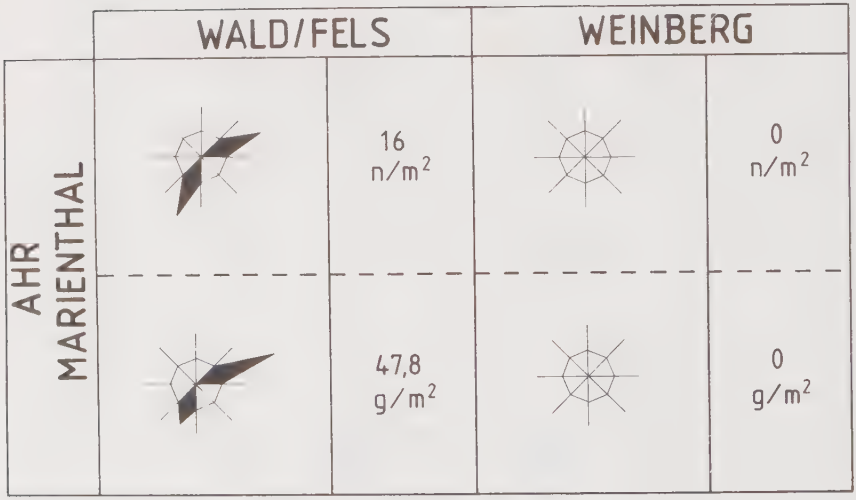


Abb. 47: Abundanz-(n/m^2), Biomasse-(g/m^2) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsflächen Marienthal/Ahr.

5.2.2.3. Mittelrhein (Oberdollendorf)

Die am Mittelrhein in Oberdollendorf durchgeführten Untersuchungen beziehen sich ebenfalls auf eine Rebfläche, die an der Oberkante von einem Eichen-Hainbuchen-Wald begrenzt wird. Innerhalb der Rebfläche wurde eine neu bestockte Anlage (vier Jahre nach der Flurbereinigung) mit einer Altanlage (35 Jahre) verglichen.
In der Neuanlage wurden keine Lumbriciden nachgewiesen. Die Altanlage wies drei Arten auf:
Allolobophora longa terrestris (A:42,8%; B:84%),
Lumbricus rubellus (A:42,8%; B:15,25%) sowie
Allolobophora caliginosa (A:14,3%; B:0,75%) mit einer Abundanz von nur 7 Ind./m^2 und einer Biomasse von nur 6,22 g/m^2.
In der naturnahen Vergleichsfläche (Wald) fand man dagegen eine Abundanz von 114 Ind./m^2 mit einer Biomasse von 41,4 g/m^2, wobei Lumbricus rubellus dominierte (A:75,4%; B:45,8%) vor Allolobophora longa terrestris (A:24,6%; B:54,2%).

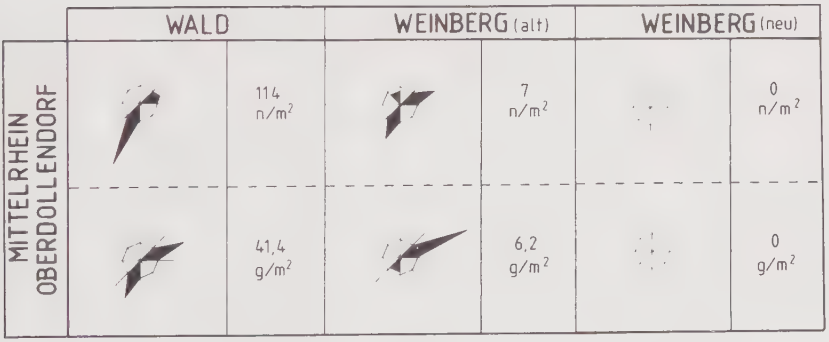


Abb. 48: Abundanz-(n/m^2), Biomasse-(g/m^2) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsflächen Oberdollendorf/Mittelrhein.

5.2.2.4. Pfalz (Zellertal)

In der Gemeinde Zellertal wurde als naturnahe Fläche ein Wäldchen direkt nördlich des Denkmals ausgewählt, als Rebfläche eine Probenstelle auf dem Hochplateau (Pararendzina auf Cyrenenmergel im "Zeller Klosterstück") sowie eine Stelle südlich des Denkmals in der Nordhangfläche des Pfrimmtales ("Schwarzer Herrgott") mit einem tonreichen Rigosol des Typs einer basenreichen Braunerde mit Pelosolcharakter.
In der naturnahen Waldfläche fand sich ein relativ großes Artenspektrum, das sich aus Eisenia foetida (A:62,5%; B:20,5%), Octolasium lacteum (A:18,8%; B:21,8%), Lumbricus rubellus (A:9,4%; B:12,1%), Lumbricus terrestris (A:3,1%; B:42,4%) sowie Lumbricus castaneus (A:6,2%; B:3,2%) zusammensetzte mit einer Abundanz von 64 Ind./m^2 und einer Biomasse von 36,4 g/m^2.
In den Weinbergsflächen lagen die höchsten Werte im "Zeller Klosterstück" mit einer durchschnittlichen Abundanz von 78,6 Ind./m^2 und einer Biomasse von 165,3 g/m^2, während im "Schwarzer Herrgott" eine Abundanz von nur 22 Ind./m^2 und eine Biomasse von 57,4 g/m^2 vorlag. Bei der Dominanzstruktur sind beide Flächen durch das Dominieren von Lumbricus terrestris ausgezeichnet ("Zeller Klosterstück" I. A:64,4% B:89,1% / "Schwarzer Herrgott" II. A:36,4%; B:84,4%). Es folgten die Arten Octolasium lacteum (I. A:13,5%; I. B:7,6% / II: A:45,4%; II. B:13,6%), Allolobophora rosea (I. A:22%; I. B:3,3%) und Lumbricus castaneus (II. A:18,2%; II: B:2%).

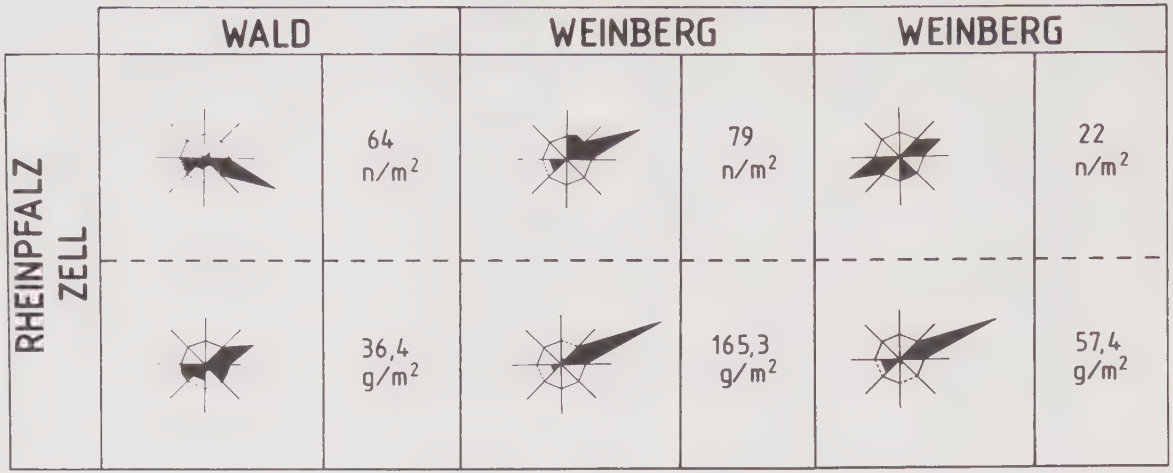


Abb. 49: Abundanz-(n/m²), Biomasse-(g/m²) und Dominanzverhältnisse der Untersuchungsflächen Zellertal/Rheinpfalz.

5.2.3. Quantitative Ergebnisse des Untersuchungsgebietes Eltville

Aus den in Kapitel 2.4. dargelegten Ausführungen ergibt sich die Frage, ob es in strukturell und toxisch stark belasteten Agrarökosystemen möglich ist, standortbedingte Faktoren wie z.B. der Bodentyp, oder aber auch wirtschaftsbedingte Faktoren, wie die Art der agrarischen Nutzung (Weinberg, Ackerland und Grünland) sowie bestimmte Bodenpflegemaßnahmen durch synökologische Veränderungen der Zönose zu erkennen.

Eine solche Untersuchung setzt voraus, daß man ein Gebiet findet,

- das mesoklimatisch homogen ist,
- in dem die wichtigsten Bodentypen vertreten sind,
- in dem neben gleicher Rebsorte und Reberziehung, Pflanzenbehandlung und Bodenpflegemaßnahmen im großen und ganzen vergleichbar gehalten werden,
- in dem Flächen vorhanden sind, auf denen bei vergleichbaren Bodentypen andere Nutzungsformen als der Weinbau, wie z.B. Ackerbau und Grünlandwirtschaft betrieben werden und
- in dem an naturnahen Flächen erkannt werden kann, mit welchem regionalen Besiedlungspotential man rechnen darf.

Ein solcher Forderungskatalog ist bei der Vielfalt unserer Weinbaustandorte kaum zu erfüllen. Welche Probleme allein beim Faktor Bodentyp auftreten, wurde bereits in Kap. 2.4. dargelegt.
Die Auswahl der Untersuchungsflächen wurde dennoch getroffen und die Wahl fiel auf das Gebiet Eltville/Rauenthal (Rheingau).
Hier sind von den acht verschiedenen Bodengruppen immerhin sieben vertreten, wobei lediglich die Rendzinen fehlen. Neben einer weinbaulichen Nutzung, werden einige Bodentypen hier auch ackerbaulich bzw. als Grünland genutzt. Nähere Angaben zum Untersuchungsgebiet siehe unter Kap.4.7..

Die Ergebnisse, die zur Darstellung gelangen, beziehen sich auf eine Frühjahrspopulation im Jahre 1981 und sind in den Abb. 50 und 51 sowie der Tabelle 11 dargestellt. In Abb. 51 sind die Ergebnisse der vergleichenden Untersuchung als Säulendiagramm dargestellt, wobei die nach oben ragenden Säulen die Dominanzverhältnisse der Biomasse wiedergeben, die nach unten gerichteten dagegen diejenigen der Abundanz. Zusätzlich werden die absoluten Werte der Biomasse (g/m^2) und Abundanz ($Ind./m^2$) oberhalb bzw. unterhalb der

der Säulen angegeben.
Abb. 50 stellt dagegen nur die Biomassewerte gegenüber, wobei diese hier als Kreisflächen dargestellt sind. Dabei zeigen die verschiedenen Kreissegmente die Dominanzverhältnisse der einzelnen Arten.

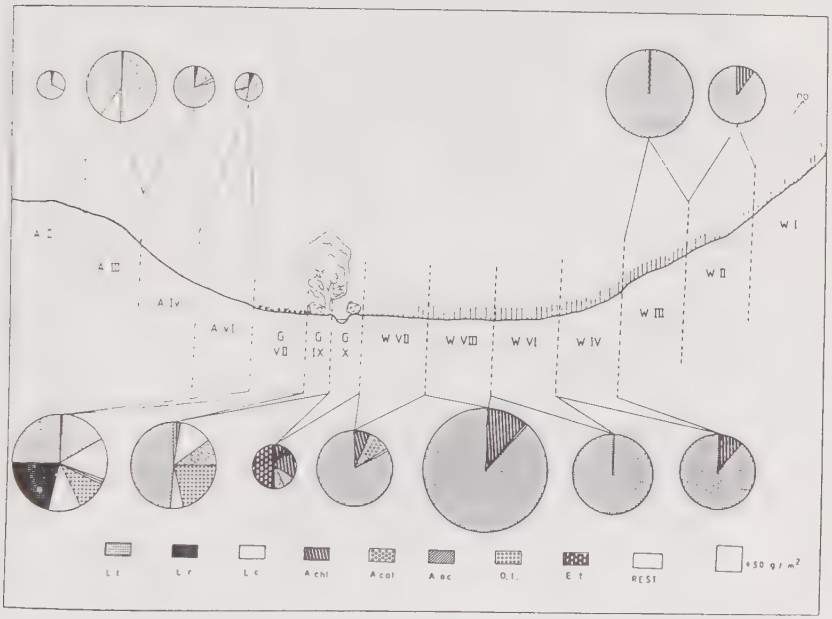


Abb. 50: Vergleich der Biomasse- und Dominanzverhältnisse (auf Biomassebasis) der Regenwurmpopulationen in verschiedenen Böden im Raume Eltville/Rheingau.
A = Ackerböden, G = naturnahe Flächen, W = Weinbergsböden.
Erklärung der einzelnen Bodentypen siehe Text.

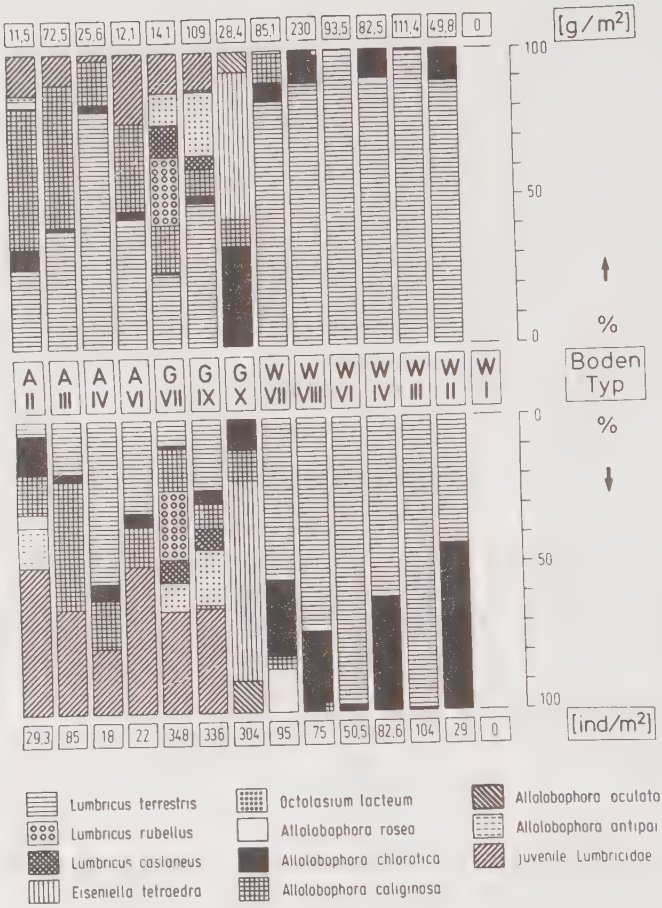


Abb. 51: Biomasse und Abundanz der Regenwurmpopulationen in verschiedenen Böden im Raume Eltville/Rheingau.
A = Ackerböden, G = naturnahe Flächen, W = Weinbergsböden.
Erklärung der einzelnen Bodentypen siehe Text.

5.2.3.1. Artenspektrum, Abundanz und Biomasse in den Weinbergsböden

Wie die Abb. 50 und 51 zeigen, sind die Rigosole WII - WVIII durch eine Lumbricidengemeinschaft aus Lumbricus terrestris und Allolobophora chlorotica gekennzeichnet, wobei Lumbricus terrestris bezüglich Biomasse und Abundanz deutlich dominierte. Lediglich in den Rigosolen vom Typ des Auenbodens und Pelosols fanden sich auch noch die Arten Allolobophora caliginosa und A.rosea in geringem Umfang.
Es zeigte sich bei der Untersuchung, daß der flachgründige Rigosol vom Rankertyp (WI) keine Lumbriciden aufwies.
In der Reihe der karbonatfreien Böden (WI - WIV) erreichten Biomasse und Abundanz bei der basenreichen Parabraunerde (WIII) die höchsten Werte (104 Ind./m^2; 111,4 g/m^2). Es folgte mit gewissem Abstand der Pseudogley - Rigosol (WIV: 82,6 Ind./m^2; 82,5 g/m^2) und schließlich die oligotrophe Braunerde/Parabraunerde (WII: 29 Ind./m^2; 49,8 g/m^2).
Bei den karbonatreichen Rigosolen (WVI - WVIII) lag der höchste Biomassewert beim Typ des Pelosols (WVIII: 75 Ind./m^2; 230 g/m^2), der höchste Abundanzwert beim Auenbodentyp (WVII: 95 Ind./m^2; 85,1 g/m^2), während die Pararendzina (WVI) einen Abundanzwert von 50,5 Ind./m^2 und einen Biomassewert von 93,5 g/m^2 aufwies. Die absoluten Abundanz- und Biomassewerte der einzelnen Arten sind in der Tab. 11 zu entnehmen.

5.2.3.2. Dominanzverhältnisse in den Weinbergsböden

Die untersuchten Weinbergsböden zeigen bei der Abundanz, vor allem aber hinsichtlich der Biomasse, ein starkes Dominieren der anektischen Art Lumbricus terrestris. Dies gilt insbesondere für die Rigosole vom Typ der Parabraunerde (WIII: A 99%, B 99,6%)
und Pararendzina (WVI: A 98%, B 99,9%).
Die Dominanz der endogäischen Art Allolobophora chlorotica erreichte in der oligotrophen Braunerde / Parabraunerde (WII) bei der Abundanz einen Wert von 57%, im Pseudogley (WIV) von 39%, im Pelosol (WVIII) von 26,6% und im Auenboden von 23%. Bei den Dominanzwerten der Biomasse tritt diese Art jedoch auf Grund der geringen Individualgewichte stärker zurück (WII: 11%; WIV: 10%; WVIII: 10,9% und WVII: 6,4%).
Die beiden anderen vorkommenden endogäischen Arten Allolobophora caliginosa (in WVII und WVIII) und A.rosea (nur in WVII) treten lediglich im Typ des Auenbodens bemerkenswert in Erscheinung, wobei A.caliginosa Dominanzwerte von 4,2% (Abundanz) bzw. 9,6% (Biomasse) erreicht, A.rosea von 12,6% (Abundanz) bzw. 1% (Biomasse). Eine Zuteilung der einzelnen Dominanzgrade zu Dominanzklassen ist bei der geringen Artenzahl der Lumbriciden nicht sinnvoll.

5.2.3.3. Diversität

Synökologische Ansätze müssen neben der qualitativen und quantitativen Erfassung der einzelnen Elemente und ihrer Verknüpfungen in immer stärkerem Maße auch bestimmte strukturelle Parameter benutzen oder eventuell sogar neu erarbeiten, die es ermöglichen, Ökosysteme oder Kompartimente derselben, miteinander zu vergleichen und in ihren zeitlichen Veränderungen zu beschreiben.

Der Begriff "Diversität" ist ganz allgemein anwendbar auf die Verteilung von Elementen irgendeiner Menge in verschiedenen Gruppen ("set/subset-System"). Ein wichtiges Kriterium ist hierbei, daß
- die Elemente innerhalb einer Gruppe als gleichwertig betrachtet werden können und
- die Elemente verschiedener Gruppen deutlich zu unterscheiden sind.

Von den verschiedenen Formen der Diversität, die in der Ökologie denkbar sind, soll hier nur die bekannteste, nämlich die Artendiversität, berücksichtigt werden.

Bei der Frage, welche Strukturelemente unseres Zönosekompartiments als Untereinheit dienen sollen ("set/subset-System"), werden nur die Art/Individuum ("Abundanzdiversität") und Art/Biomasse ("Biomassediversität") berücksichtigt. Grundsätzlich ist es nicht gleichgültig, was als Maß für die relative Bedeutung einer Art herangezogen wird. Theoretisch denkbar sind neben der Abundanz und Biomasse auch Maße der Produktivität, des Energiegehaltes u.ä.. Sie alle ergeben sich aber aus den spezifischen Interaktionen innerhalb des Ökosystems so daß die Artendiversität zwar wie eine Momentaufnahme wirkt, in Wirklichkeit jedoch das Resultat verschiedener Funktionen des Ökosystems darstellt (MARGALEF, 1969). Der Indikatorwert, der dem Diversitätsmaß zukommt, ist ausschließlich auf die Zuordnung der Elemente ausgerichtet, und erleichtert das Verständnis für die Muster der relativen Abundanzen und Biomassen. Eine enge positive Korrelation zwischen Diversität und Komplexität einer Biozönose (Vielfalt ökologischer Nischen) konnte zwar vielfach aufgezeigt werden, ergibt sich aber nicht von selbst. So ist eine ökologische Raumbewertung durch das Diversitätsmaß völlig unzureichend, wenn nicht die Indikatorqualität der Arten sowie andere Faktoren der Systemanalyse mitberücksichtigt werden. Das Gleiche gilt für den Zusammenhang zwischen Diversität und Stabilität einer

Zönose oder eines Ökosystems. Es läßt sich zwar theoretisch-mathematisch begründen, wie LEIGH (1965) es versuchte, daß die Stabilität einer Lebensgemeinschaft bei stärkerer Verzahnung der Nahrungsverflechtungen, d.h. bei einer Erhöhung der Komplexität, wächst und eventuell auch in einer Zunahme der Biomasse oder auch der Artenzahl resultiert, jedoch bleibt dieses Axiom, wie NAGEL (1978) hierzu völlig richtig bemerkt, eine Hypothese ohne Basisbezug, solange die Frage offenbleibt, welche abiotischen und biotischen Strukturen den Grad der Stabilität und den Umfang der Diversität bestimmen.
Die große Zahl möglicher Ansätze der Diversitätsmessung, die uns in der Literatur begegnen, ergibt sich aus den verschiedenen Aspekten, aus denen heraus man Diversität betrachten kann. OWESEN (1976), der in einer Studie die verschiedenen "Diversitätskonzepte" aus mathematischer Sicht kritisch vergleicht, unterscheidet drei Gruppen, in die man die verschiedenen Diversitätsmaße einteilen kann:

- Diversitätsmaße, die charakterisiert sind durch a-priori-Annahmen zu dem Muster des "subset-Systems". Es handelt sich dabei hauptsächlich um Modelle relativer Abundanzen, bei denen die Verteilungsmuster in der Grundgesamtheit vorgegeben sind, d.h. z.B. durch eine bestimmte Arten-Individuen-Kurve. Diese Diversitätsmaße sind durch eine stärkere Äquität gekennzeichnet und eignen sich selten zur Beschreibung von Biozönosen, eher dagegen zum statistischen Vergleich von empirischen zu theoretischen Verteilungen. (Einfache Indices von GLEASON, MARGALEF, ODUM; MENHINICK; Parameter des "Gesetzes der geometrischen Progression", Parameter von logarithimischer Reihe und log-Normalverteilung, Parameter von Arten-Fläche-Kurven, "Broken-stick"-Modelle) .

- Diversitätsmaße, die weder auf Modellen beruhen, bei denen a priori die Verteilungsmuster in der Grundgesamtheit vorgegeben sind noch auf solchen, bei denen empirisch ermittelte Abundanzen zu einem einzigen Wert kombiniert werden (Diversitätsindex). Zur Gruppe dieser Diversitätskonzepte gehört die "Verdünnungsmethode" ('rarefraction method') von SANDERS (1968), die auf der Konstruktion von "Diversitätskurven" beruht, denen empirisch ermittelte Abundanzen zugrunde liegen. Dabei geht SANDERS grundsätzlich von der Prämisse aus, daß die prozentualen Abundanzen konstant sind und auch bei einer künstlichen Verkleinerung einer konkreten Originalstichprobe konstant bleiben. Aus der Bildung von Unterstichproben der Originalstichprobe läßt sich theoretisch über die Berechnung der prozentualen Abundanzen und der prozentualen Summenabundanzen eine charakteristische Arten-Individuen-Relation wiedergeben, die

sich in einer "Diversitätskurve" darstellen läßt. Höhe und Form der Kurve bestimmen den Grad der Diversität. Die Vergleichbarkeit der Kurven ist jedoch nur dann gegeben, wenn gleiche Organismengruppen untersucht werden, eine homogene räumliche Verteilung vorliegt sowie ähnliche Biotope, eine gleiche Stichprobentechnik und eine annähernd gleiche Äquität. Letzteres ist für die vorliegende Untersuchung nicht gegeben.

- Diversitätsmaße, bei denen ein Diversitätsindex durch eine Diversitätsfunktion definiert ist, bei der die empirisch ermittelten Daten über Abundanz (Biomasse u.ä.), relative Abundanz, Gesamtindividuenzahl oder Artenzahl direkt durch einen numerischen Wert ausgedrückt und bei gleichen Erfassungsbedingungen auch verglichen werden können. Dabei wird je nach der Art der Diversitätsfunktion dem einen oder anderen Faktor (Artenzahl und Äquität) mehr Gewicht gegeben.

  Dies wird besonders gut bei den beiden wichtigsten Indices dieser Gruppe sichtbar, dem SIMPSON-Index (auch SIMPSON-YULE-Index) und dem SHANNON-WIENER-Index (auch als SHANNON-Index oder SHANNON-WEAVER-Index bezeichnet).
  Es soll hier auf die Entwicklung und Theorie der Funktionen insbesondere auf ihr detailiertes Verhalten und informationstheoretische oder thermodynamische Analogien verzichtet werden und es sei hier nur auf die weiterführende Literatur verwiesen (SHANNON 1948, WIENER 1948, SHANNON und WEAVER 1949, SIMPSON 1949, MARGALEF 1958, PIELOU 1975, OWESEN 1976, SOUTHWOOD 1978).
  Bei den Indices ist gemeinsam, daß der Diversitätswert bei gegebener Artenzahl s sein Maximum erreicht, wenn die maximale Äquität (siehe Abschnitt 5.2.3.4.) erreicht wird. Ist der Grad der Äquität gegeben, so wächst der Diversitätswert mit zunehmendem s .

Der SIMPSON-Index, der als ein "Maß der Konzentration" ('measure of the concentration of classification') gedacht war, geht in seiner ursprünglichen Form von der Formel

$$\lambda = \sum_{i=1}^{S} = p_i^2$$

für eine unendliche Grundgesamtheit aus, mit einem Schätzwert bei einer Zufallsstichprobe von

$$\lambda = \sum_{i=1}^{S} \frac{N_i}{N} \frac{(N_i - 1)}{(N - 1)}$$

N_i = Stichprobenabundanz der i-ten Art (PIELOU 1977)

In abgewandelter Form wird er meist als Inverswert $D_I = 1 - \lambda$ oder Reziprokwert $D_{II} = 1/\lambda$ ausgedrückt.

Allen drei Formen ist gemeinsam, daß sie nicht sehr sensitiv sind gegenüber relativen Abundanzen der seltenen Arten und damit auch nicht gegenüber der Zahl der seltenen Arten.

Der SHANNON-WIENER-Index bewertet dagegen die dominanten Arten nicht so überproportional stark und zeigt eine stärkere Sensitivität gegenüber selteneren Arten. Es ist dabei im Grunde gleichgültig, ob bei der Teilfunktion $p_i \cdot \log p_i$ der dekadische oder natürliche Logarithmus verwendet wird, da das Maximum immer bei $p_i = 1/e$ liegt.

Bei den folgenden Berechnungen wird daher nur der Diversitätsindex nach SHANNON-WIENER benutzt, in der Form

$$H_S = \sum_{i=1}^{S} p_i \cdot \ln p_i$$

n_i = Anzahl der Individuen der Art i
n = Gesamtzahl der Individuen aller Arten

Eine wichtige Ausweitung des SHANNON-WIENER-Index besteht darin, daß man statt der relativen Abundanzen $\frac{ni}{n}$ die relativen Biomassen $\frac{wi}{w}$ der Arten ersetzt; dabei ist w_i die Biomasse der Individuen der i-ten Art, w die Gesamtbiomasse der Individuen aller Arten.

Bereits WILHM (1968) und GHILAROV und TIMONIN (1972) beschäftigten sich mit dieser Fragestellung.
Sie basiert letztendlich auf der Annahme, daß bei der Beschreibung einer Zönose aus produktionsbiologischer Sicht die Biomasse eine sehr viel engere Kopplung an die energetischen Vorgänge im Ökosystem aufweist als die Abundanz,so daß eine Artendiversität auf der Basis relativer Abundanzen nicht geeignet ist , Veränderungen energetischer Vorgänge, die durch Größen- bzw. Biomassenunterschiede bedingt sind, wiederzuspiegeln.
WILHM (1968) sowie GHILAROV und THIMONIN (1972) demonstrieren dies am Beispiel von benthischen Makroinvertebraten bzw. an Zooplanktongesellschaften des Marin- und des Süßwasserbereiches. Hier sei direkt kritisch angemerkt, daß durch einen Arten-Biomassediversitätswert auch nur bedingt die Verhältnisse der Zönosen"besser" wiedergegeben werden können, da nur statt der wenigen häufigen Arten die wenigen schweren Arten den Index bestimmen.
Der Vorschlag von DICKMAN (1968) stattdessen ein Maß der relativen Produktivität (relative Biomasse x Reproduktionsrate) zu verwenden oder statt der Biomasse-Einheiten wirkliche energetische Einheiten zu nehmen (WILHM 1968, GHILAROV und TIMONIN 1972) ist nicht generell zu begrüßen, sondern muß von der Zielsetzung der Untersuchung sowie der Durchführbarkeit abhängig gemacht werden, wobei der Index lediglich als Beschreibungs- und Interpretationshilfe angesehen werden kann.
Da es bei Untersuchungen an Regenwürmern generell unumgänglich ist, Abundanz und Biomasse zu berücksichtigen, wird im folgenden neben der Arten-Abundanz-Diversität auch die Arten-Biomasse-Diversität berücksichtigt.
Die Werte für die Untersuchung in Eltville sind in Tab. 11 und Abb. 52 wiedergegeben. Bei der Abundanzdiversität zeigt die Zönose des Auenbodens unter Grünland (G VII) den höchsten Wert (H_S = 1.699). Es folgt der Gley unter dem bachbegleitenden Gehölz (G IX), dann die Ackerböden in der Reihenfolge oligothrophe Braunerde (A II), basenreiche Parabraunerde (A III), Pararendzina (A VI) und Pseudogley (A IV).
Von den Weinbergsböden hebt sich die Zönose des Rigosols vom Auenbodentyp (W VII) deutlich ab (H_S = 1.081), gefolgt von der Bachschlammzönose (H_S = 0.969). Die Diversitätswerte der Weinbergsböden W II, W IV und W VIII mit Werten um 0.6 liegen sehr dicht beieinander und setzen sich deutlich gegen diejenigen der Böden W VI, W III und W I ab, die mit Diversitätswerten unter

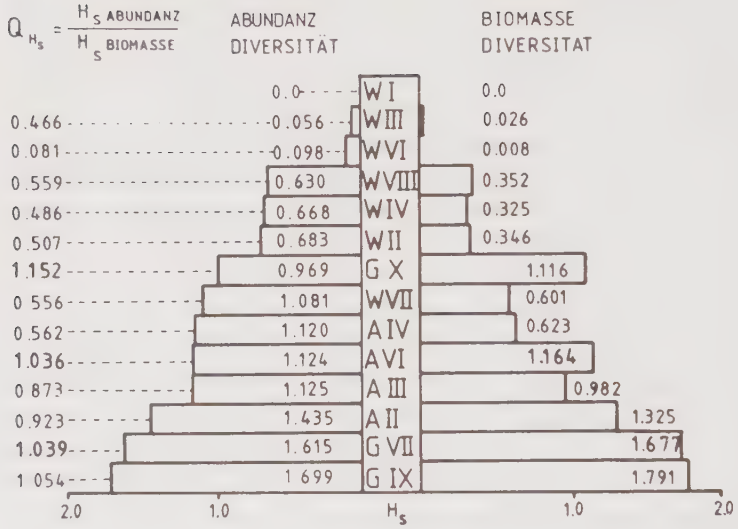


Abb. 52: Diversitätswerte (SHANNON-WIENER-INDEX H_s) zu den Regenwurmzönosen verschiedener Böden im Raume Eltville/Rheingau.
linke Balken: Abundanzdiversität, rechte Balken: Biomassediversität.
Q_{H_s} = Diversitäten-Quotienten-Index.

0.1 die geringsten Werte zeigen.
Die Werte der Biomassediversität zeigen eine ähnliche Reihenfolge wie bei der Abundanzdiversität. Lediglich der Wert der Pararendzina (A VI) und des Bachuferschlamms (X) fallen durch sichtbar höhere Werte auf. Der höchste Diversitätswert (1.791) wird auch hier bei der Zönose des Auenbodens unter Grünland erreicht.

5.2.3.4. Äquität

Der informationstheroretisch begründete Diversitätsindex nach SHANNON (1948) und WIENER (1948) wird von zwei Größen bestimmt:
- Der Anzahl der Arten in der Zönose und
- einem Maß für die Aufteilung der Individuen auf diese Arten, d.h. dem Äquitätsindex oder - maß (engl.: measure of evenness, measure of equitability)

Das in der Ökologie gebräuchlichste Äquitätsmaß für diesen SHANNON-WIENER-Index definierte PIELOU (1966, 1977). Dabei wird Äquität als das Verhältnis beobachteter zu mathematisch maximaler Diversität angesehen:

$$I_s = H_s/H_{max} = H_s/\ln s$$

H_s = Artendiversität
s = Anzahl der Arten

Der Bezugspunkt dieses Äquitätsmaßes, das mathematische Maximum der Äquität, bedeutet, daß alle Arten gleich abundant sind.

Die Werte zu der Untersuchung in Eltville sind in Tab. 11 angegeben. Dieser Tabelle ist auch die Artenzahl sowie H_{max} zu entnehmen.

Die Äquitätswerte zur Abundanz sind mit Ausnahme der Weinbergsböden W III W VI und W VIII außerordentlich hoch. Dies gilt vor allem auch für die Ackerböden A III,A IV und A VI, die mit nur drei Arten Diversitätswerte um 1.12 erreichen.
Die hohen Diversitätswerte der Flächen A II, G IX und G VII dagegen lassen sich durch die höhere Artenzahl erklären, bei einem gleichzeitig hohen Äquitätswert. Die niedrigen Diversitätswerte in den Weinbergsböden W III und W VI beruhen hauptsächlich auf niedrigen Äquitätswerten, die durch das starke Dominieren von Lumbricus terrestris bedingt sind.
Bei den Äquitätswerten zur Biomasse liegen die Werte der beiden Zönosen

TAB. 11_a: REGENWURMABUNDANZEN (INDIVIDUEN/M^2) DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN IN ELTVILLE

	AII	AIII	AIV	AVI	GVII	GIX	GX	WVII	WVIII	WVI	WIV	WIII	WII	WI
L.TERRESTRIS	1.3	15.3	10.0	7.0	28.9	80.6	---	46.6	54.5	49.5	50.4	103.0	12.5	---
L.RUBELLUS	---	---	---	---	82.0	---	---	---	---	---	---	---	---	---
L.CASTANEUS	---	---	---	---	27.0	23.8	---	---	---	---	---	---	---	---
D.RUBIDUS	---	---	---	---	1.0	---	---	---	---	---	---	---	---	---
E.TETRAEDRA	---	---	---	---	---	3.7	208.0	---	---	---	---	---	---	---
A.OCULATA	---	---	---	---	---	---	32.0	---	---	---	---	---	---	---
A.CHLOROTICA	4.0	2.0	1.0	1.0	3.8	16.1	32.0	21.9	20.0	1.0	32.2	1.0	16.5	---
A.CALIGINOSA	4.0	38.4	3.0	3.0	50.1	27.9	32.0	4.0	0.5	---	---	---	---	---
A.ROSEA	1.3	---	---	---	---	---	---	[illegible]	---	---	---	---	---	---
A.ANTIPAI	4.0	---	---	---	0.7	---	---	---	---	---	---	---	---	---
O.LACTEUM	---	---	---	---	34.0	63.8	---	---	---	---	---	---	---	---
JUVENILE A.	15.0	30.1	4.0	11.0	120.0	120.0	---	---	---	---	---	---	---	---
SUMME	29.3	85.8	18.0	22.0	348.0	336.0	304.0	95.0	75.0	50.5	82.6	104.0	29.0	---

TAB. 11_b: REGENWURMBIOMASSEWERTE (GRAMM/M^2) DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN IN ELTVILLE

	AII	AIII	AIV	AVI	GVII	GIX	GX	WVII	WVIII	WVI	WIV	WIII	WII	WI
L.TERRESTRIS	3.1	29.0	20.6	5.3	34.4	53.4	---	70.6	204.7	93.4	74.3	112.9	44.3	---
L.RUBELLUS	---	---	---	---	31.7	---	---	---	---	---	---	---	---	---
L.CASTANEUS	---	---	---	---	15.4	5.2	---	---	---	---	---	---	---	---
D.RUBIDUS	---	---	---	---	0.1	---	---	---	---	---	---	---	---	---
E.TETRAEDRA	---	---	---	---	---	0.7	14.1	---	---	---	---	---	---	---
A.OCULATA	---	---	---	---	---	---	2.0	---	---	---	---	---	---	---
A.CHLOROTICA	0.8	0.4	0.5	0.3	1.1	2.7	9.7	5.4	25.1	0.1	8.2	0.5	5.[illegible]	-
A.CALIGINOSA	5.5	35.5	3.9	3.6	23.3	9.9	2.6	8.2	0.2	---	---	---	---	---
A.ROSEA	0.3	---	---	---	---	---	---	0.9	---	[illegible]	-	---	[illegible]	-
A.ANTIPAI	0.2	---	---	---	0.3	---	---	---	---	---	---	---	---	---
O.LACTEUM	---	---	---	---	15.5	23.4	---	---	---	---	---	---	---	---
JUVENILE A.	1.7	7.6	0.6	2.9	19.2	13.7	---	---	---	---	---	---	---	---
SUMME	11.5	72.5	25.6	12.1	141.0	109.0	28.4	85.1	230.0	93.5	82.5	113.4	49.8	---

W III und W VI noch niedriger als bei der Abundanz. Hier, wie auch in den Böden W II, W VII, W VIII und A IV macht sich das starke Dominieren von Lumbricus terrestris deutlich bemerkbar. Die Äquitätswerte liegen unter 0.5. Auffällig ist auch noch der hohe Äquitätswert der Bachschlammzönose G X , der sich auch im Wert der Biomassediversität bemerkbar macht.

5.2.3.5. Diversitäten-Quotienten-Index

Der Betrachtung der Diversität soll unter Berücksichtigung des eben gesagten ein weiterer Aspekt hinzugefügt werden.
HILL schlug 1973 mehrere Äquitätsindices vor, bei denen die Äquität als Verhältnis verschiedener Diversitätsindices dargestellt wird. Man erhält sie als Quotient zweier "Diversitätszahlen", d.h. zweier Diversitätsindices. So bildet HILL z.B. einen Index, bei dem er den Quotienten aus reziprokem Simpson-Index $\frac{1}{D}$ und exponiertem Shannon-Index $\frac{H_S}{e}$ bildet. Da es sich hierbei um gewichtete (arithmetische) Mittel handelt, kann man auch die Diversitätszahlen als reziproke gewichtete Mittel vergleichen (OWESEN 1976), wobei man ein einheitliches Maß ("unifying concept") erhält, das aufzeigt, wie stark eine Diversitätszahl die seltenen Arten berücksichtigt. In Analogie hierzu, jedoch ohne direkte Ableitung von der HILLschen Diversitätszahl, soll nun ein neuer und andersartiger Äquitätsindex betrachtet werden, bei dem der Gesichtspunkt Abundanz und Biomasse berücksichtigt wird. Es handelt sich um den Quotienten aus Biomassediversität und Abundanzdiversität, der fortan als Q_{H_S} = Diversitäten-Quotienten-Index bezeichnet werden soll.

$$Q_{H_S} = \frac{H_S \text{Biomasse}}{H_S \text{Abundanz}}$$

Da beide Diversitäten von der gleichen Artenzahl ausgehen, ist Q_{H_S} identisch mit dem Quotienten der Äquitätswerte von Biomasse und Abundanz. Beziehen wir dies nun auf die Werte der Regenwürmer, so läßt sich aus heuristischer Sicht sagen, daß beim Überwiegen der Biomassediversität ($Q_{H_S} > 1$) kleinere, individuenreichere Formen dominieren müssen, während große, individuenärmere Arten dominieren, wenn der Wert gegen 0 geht.

Eine vollständige Interpretation dieses Indexes ist erst dann möglich, wenn man genauere Kenntnisse über das Verteilungsmuster der Arten-Abundanz-Relation und Arten-Biomasse-Relation besitzt sowie über die artspezifische Entwicklung der durchschnittlichen Individuengewichte/m^2.

Die Q_{H_S}-Werte sind in Abb. 52 auf der linken Seite dargestellt.
Die Bachschlammzönose zeigt den höchsten Q_{H_S}-Wert (=1.152). Sie ist gleichzeitig gekennzeichnet durch das Dominieren von ausgesprochenen r-Strategen, den kleinen Arten Eiseniella tetraedra und Allolobophora oculata. Auch die Zönose des Auenbodens unter Grünland (G VII) zeigt durch das starke Auftreten verschiedener kleiner epigäischer Arten, insbesondere Lumbricus castaneus und L.rubellus, einen hohen Q_{H_S}- Wert (=1.054). In den individuen- und biomassearmen Zönosen der Ackerböden A VI, A II und A III bewirkt vor allem Allolobophora caliginosa die relativ hohen Q_{H_S}-Werte, die sogar etwas höher sind als in dem Gleyboden G IX. Mit Abstand folgt die Gruppe der Zönosen mit niedrigem Q_{H_S}-Wert in der Reihenfolge W VIII, A IV, W II, W IV und W III. Es folgt schließlich die Zönose W VI mit einem Q_{H_S}-Wert nahe 0.
Vergleicht man die Werte der Zönosen W III und W VI, die beide durch eine nahezu absolute Dominanz von Lumbricus terrestris gekennzeichnet sind, so zeigt sich, daß der Q_{H_S}-Wert im unteren Randbereich ein wesentlich stärkeres Sensitivitätsverhalten zeigt, als dies durch die Dominanzwerte von Abundanz und Biomasse hier gerechtfertigt ist. Dies ist durch die Verteilungsfunktion bedingt. Eine gesonderte Untersuchung der Randbereiche sowie der Sensitivität dieses Indexes mit umfangreicherem empirischen Datenmaterial müßte daher durchgeführt werden. Ob es dann sinnvoll ist durch eine Gewichtung das Sensitivitätsverhalten zu korrigieren, sei dabei zu überprüfen. Wichtig ist zumindest zu wissen, wie sich dieser Index bei verschiedenen Zönosen verhält und welche biologische Aussagen durch ihn speziell indiziert werden. Hierzu bedarf es noch umfangreicher vergleichender Untersuchungen. Da der Diversitäten-Quotienten-Index Q_{H_S} wie die Diversitätswerte von der relativen Abundanz bzw. Biomasse abgeleitet ist, ist ein Vergleich mit den absoluten Werten für eine Bewertung der Zönosen unumgänglich.

5.2.3.6. Identitätsuntersuchungen zu den Dominanzverhältnissen

Bei den bisherigen Ausführungen zum Vergleich der verschiedenen Zönosen der Untersuchungsflächen von Eltville wurden die Dominanzwerte nicht in der Weise verglichen, daß die qualitativen Merkmale mitberücksichtigt wurden, so daß man über den artspezifischen Ähnlichkeitsgrad der Dominanzverhältnisse nichts aussagen konnte.
Es gibt eine Reihe von Verfahren die Identität von Tiergemeinschaften zu erfassen, zu vergleichen und auch numerisch zu klassifizieren (PIELOU 1977, CLIFFORD und STEPHENSON 1975). Die hier vorliegende Untersuchung beschränkt sich auf zwei Methoden:
- die Dominanzidentität nach RENKONEN und
- die Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR

5.2.3.6.1. Dominanzidentität nach RENKONEN

RENKONEN empfahl 1938 ein Berechnungsverfahren,um die Übereinstimmung (Konkordanz) in den Dominanzverhältnissen von zwei Tiergemeinschaften festzustellen. Das Maß der Dominanzidentität, die RENKONENsche Zahl, ist die Summe aller jener Dominanzwerte, die in beiden Gemeinschaften gemeinsam vorkommen.

$$ID = d_1 + d_2 + d_3 + \ldots d_n$$

wobei d_1, d_2 usw. die jeweils niedrigeren Dominanzwerte der in den beiden Beständen auftretenden Arten n bedeuten.
TIETZE (1973) bemerkt zu diesem Maß der Dominanzidentität zu recht, daß hiermit die dominierenden und konstanten Arten eine wesentlich stärkere Berücksichtigung finden als die selteneren Arten. Der ermittelte Wert der Dominanzidentität wird in der Regel als Prozentwert angegeben.

Die Darstellung der Ähnlichkeitsmatrix kann durch eine Clusteranalyse als Dendrogramm erfolgen, wie dies z.B. MEISTERFELD (1980) an Testaceenzönosen in Böden des Sollings vorführt. In der hier vorliegenden Arbeit wird jedoch der Darstellung in Netzdiagrammen (Abb. 53) der Vorzug gegeben, da hierbei gleichzeitig die Dominanzidentität von Abundanz und Biomasse

gegenübergestellt werden kann. In Abb. 53 sind die beiden Diagramme zur Dominanzidentität im oberen Teil abgebildet, wobei links die Werte zur Biomasse und rechts diejenigen zur Abundanz zu finden sind.

Bei der Biomasse zeigt sich eine hohe Dominanzidentität unter den Weinbergsböden. Auffällig ist auch der hohe Konkordanzgrad zwischen den Weinbergsböden W II - W VIII und den Ackerböden aus Pseudogley (A IV). Konkordanzwerte von über 70% werden unter den Ackerböden sonst nur zwischen A II und A III sowie A VI und A III bzw. A II erreicht.
Die Dominanzidentität der Zönose des Gleybodens G IX zu den Weinbergs- und Ackerböden liegt im mittleren Bereich. Der Auenboden unter Grünland zeigt dagegen nur gegenüber den Ackerböden eine mittlere Konkordanz. Die Zönose des Bachschlamms G X hebt sich von allen Böden am deutlichsten ab und ist durch extrem niedrige Prozentwerte gekennzeichnet.

Bei der Abundanz zeigt sich generell die Tendenz zu niedrigeren Werten der Dominanzidentität. Die höchsten Konkordanzwerte zeigen sich auch hier unter den Weinbergsböden. Bei den Ackerböden sinken die Werte bis in den mittleren Bereich des Konkordanzgrades. Auffällig niedrige Dominanzidentität besteht zwischen allen Weinbergsböden und den naturnahen Flächen G VII, G IX und G X sowie den Ackerböden A II und A III.

5.2.3.6.2. Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR

Das zweite Ähnlichkeitsmaß, das hier Verwendung findet, beruht auf dem informationstheoretischen Maß der Diversität.
Die Diversitätsdifferenz wurde 1965 von MACARTHUR eingeführt und beruht auf einer Berechnung der Differenz zwischen der gemeinsamen Diversität und der durchschnittlichen Diversität von zwei zu vergleichenden Biozönosen.
Grundlage hierzu ist das Diversitätsmaß nach SHANNON-WIENER.
Es gilt dann:

$$H_{diff.} = H_t \frac{H_1 + H_2}{2}$$

$H_1 = H_s$ der Zönose 1

$H_2 = H_s$ der Zönose 2

$$H_t = \sum \frac{P_{s1} + P_{s2}}{2} \ln \frac{P_{s1} + P_{s2}}{2}$$

Das Differenzmaß $H_{diff.}$ liegt zwischen 0 und ln 2 (= 0,69315) und erreicht den maximalen Wert, wenn zwei Zönosen in der Artenzahl, Artenzusammensetzung und in Verteilung der Individuen bzw. Biomasse vollständig übereinstimmen.
Die Untersuchungsergebnisse sind in Abb. 53 dargestellt, wobei das linke untere Netzdiagramm die Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR auf Biomassebasis wiedergibt, das rechte untere Diagramm dagegen auf der Basis der Abundanz.

Bei den Biomassewerten zeigt sich zwischen den Weinbergsböden W II - W VIII eine auffällig hohe Übereinstimmung der Diversitäten. Der Ackerboden aus Pseudogley (A IV) fällt durch eine sehr geringe Diversitätsdifferenz zu diesen Weinbergsböden auf und unterscheidet sich darin von den anderen Ackerböden sowie den naturnahen Flächen. Die Ackerböden sind untereinander wiederum durch Übereinstimmung gekennzeichnet. Von den naturnahen Flächen zeigt die Zönose des Gleys G IX noch die geringste Diversitätsdifferenz sowohl gegenüber den Weinbergsböden als auch den Ackerböden. Die Zönosen des Grünland-Auenbodens und des Bachschlamms heben sich dagegen deutlich von denen aller anderen Böden ab. Sie zeigen eine höhere Diversitätsdifferenz als die Werte des Weinbergsbodens W I, in dem keine Regenwürmer vorkommen, d.h., daß sie sich vor allem auch durch ein eigenes Artenspektrum auszeichnen. Dies gilt insbesondere für die Bachschlammzönose.

Bei den abundanzbezogenen Diversitätsdifferenzwerten zeigen sich innerhalb der Weinbergsböden, der Ackerböden sowie der naturnahen Flächen G VII und G IX hohe bis sehr hohe Übereinstimmungen. Eine geringe Übereinstimmung gegenüber den Weinbergsböden zeigen die Zönosen der Ackerböden A II und A III sowie der naturnahen Flächen G VII und G IX. Die Zönose des Bachschlamms hebt sich auch auf Abundanzbasis deutlich von allen anderen Zönosen ab.
Ein Vergleich der Dominanzidentität nach RENKONEN mit der Diversitätsdifferenz nach MACARTHUR zeigt eine weitgehende Übereinstimmung der Werte

sowohl auf der Basis der Biomassewerte als auch der Abundanzwerte. Dies deutet darauf hin, daß die Identitätsunterschiede der Zönosen primär durch Unterschiede der Dominanzverhältnisse gegeben sind und erst sekundär durch die unterschiedliche Artenzahl.

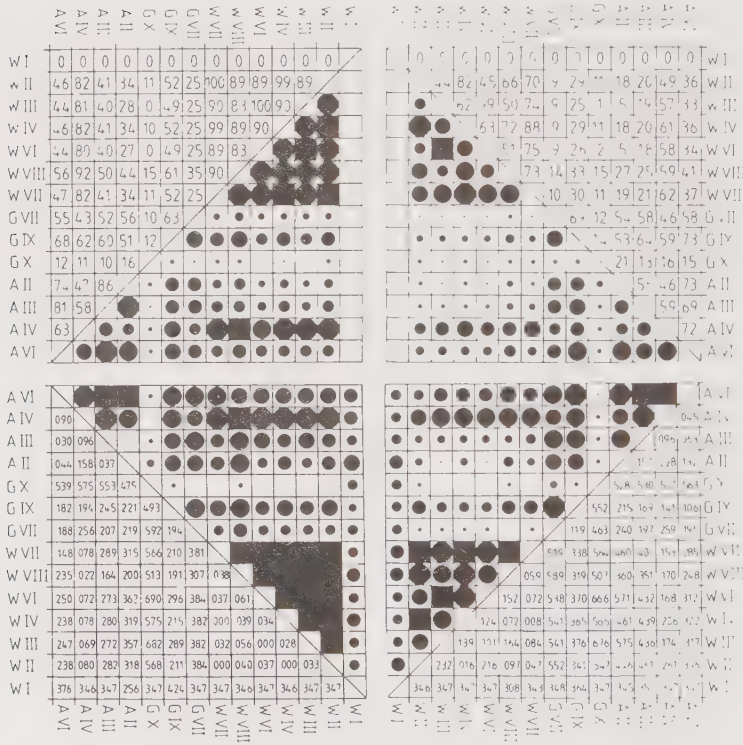


Abb. 53: Dominanzidentität nach RENKONEN und Diversitätsdifferenz (H_{diff}) nach MAC ARTHUR der Regenwurmpopulationen verschiedener Böden im Raum Eltville. Erklärung der einzelnen Bodentypen siehe Text. Biomasse: linke Netzquadrate. Abundanz: rechte Netzquadrate.

5.3. Jahreszeitliche Veränderungen einer Regenwurmzönose des Weinbergs

Die Regenwurmpopulationen der Zönosen unterliegen im Laufe des Jahres artspezifischen Veränderungen.
Da es aus arbeitstechnischen Gründen nicht möglich war, diese in allen Bodentypen zu untersuchen, soll dieser Aspekt nur exemplarisch am Rigosol der basenreichen Parabraunerde unter Dauerbegrünung in Eltville vorgeführt werden. Es wurde hierfür jeweils ein Zeitpunkt des Frühjahrs-, Sommer-, Herbst- und Winteraspektes ausgewählt. Die Ergebnisse sind in Tab. 12 und Abb. 54 aufgeführt.
Es zeigt sich sowohl im Frühjahr als auch im Herbst ein Populationsmaximum. Interessant ist dabei, daß im Frühjahr das absolute Abundanzmaximum erreicht wird, im Herbst dagegen das absolute Biomassemaximum.
Die Dominanz- und Diversitätsverhältnisse verändern sich dabei kaum. Da die Art Lumbricus terrestris die Zönose fast vollständig beherrscht, sind die Änderungen der Abundanz- und Biomassewerte auch auf deren Populationsänderungen zurückzuführen.
Einen weiteren Einblick in diese Populationsveränderung gibt eine Gewichtsklassendifferenzierung bei Lumbricus terrestris. Sie ist in Abb. 54 dargestellt, wobei die Gewichtsklassen in geometrischer Reihe angeordnet sind und die Juvenilstadien (weiß) und Adulten (schwarz) prozentual diesen zugeordnet werden.
Es zeigt sich im Lauf des Jahres eine deutliche Verlagerung in die höheren Gewichtsklassen und in die Gruppe der Adulten. Die Frühjahrspopulation ist dabei durch eine juvenile Gewichtsklassenstruktur gekennzeichnet, die sich im Sommer und Herbst zugunsten der Adulten verschiebt. Während des Winters nimmt zwar die Zahl in den einzelnen Gewichtsklassen durch Verluste ab, jedoch hält der Trend zu höheren Gewichtsklassen an bis im Frühjahr eine neue Population heranwächst.

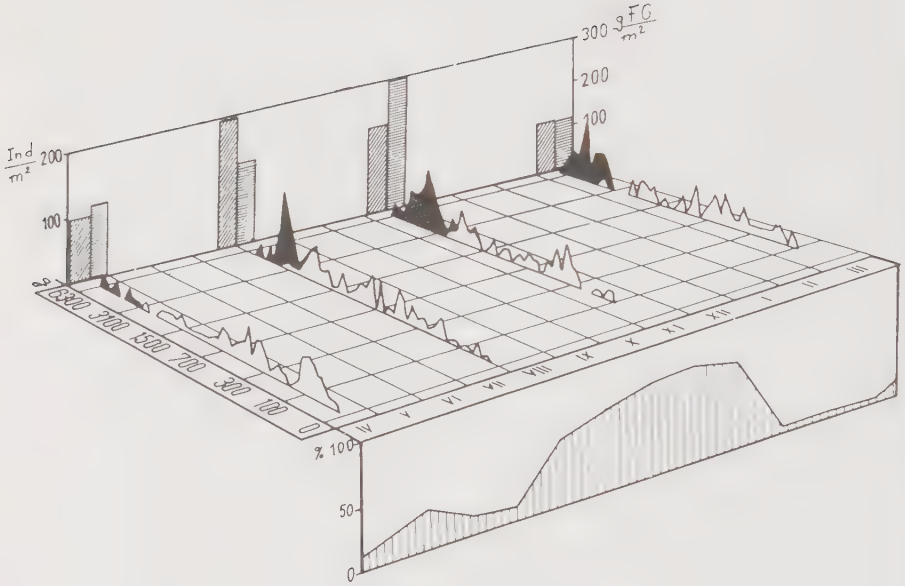


Abb. 54: Jahreszeitliche Entwicklung der Regenwurmpopulation auf der Untersuchungsfläche W III (basenreiche Parabraunerde) bei Eltville/ Rheingau im Vergleich mit dem Verlauf der potentiellen Streuschwundrate. (Rebgasse mit Dauerbegrünung).

TAB. 12: ABUNDANZ- UND BIOMASSEWERTE VON REGENWÜRMERN ZU VIER VERSCHIEDENEN JAHRESZEITEN AUF DER BEGRÜNTEN REBGASSE DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHE W III(ELTVILLE)

		1982			1983
ART	DATUM	10.4.	23.7.	19.11.	15.3.
L. TERRESTRIS	A (ind./m^2):	197,3	92	128	78,2
	B (g /m^2):	180,5	169,9	302,8	118,6
O. LACTEUM	A	-	-	1	1
	B	-	-	2,55	0,48
O. CYANEUM	A	-	1	5	-
	B	-	0,14	3,22	-
A. CHLOROTICA	A	1,3	-	-	-
	B	0,63	-	-	-
A. ANTIPAI	A	-	3	-	1
	B	-	0,13	-	0,18

5.4. Der Einfluß von Bodenpflegemaßnahmen auf den Lumbricidenbesatz der Weinberge

Wie in Kap. 2.4. näher ausgeführt, unterliegen die Böden der Weinberge unterschiedlichen Pflegemaßnahmen. Der langfristige Einfluß der Bodenpflegemaßnahmen auf den Lumbricidenbesatz wurde im Weinbau bisher nicht untersucht. In dieser Arbeit soll exemplarisch anhand einiger Bodentypen aufgezeigt werden, wieweit sich die Frühjahrspopulation der Lumbriciden bei Dauerbegrünung und Offenhalten (mechanisch in der Gasse, mit Herbiziden unter den Rebstöcken) der Flächen unterscheiden. Es wurden hierfür Rigosole vom Typ des Rankers, der basenreichen Braunerde sowie des Pelosols ausgewählt(Abb.55).

Für den Ranker-Rigosol wurden Flächen aus der Lage "Assmannshäuser Höllenberg" im Rheingau untersucht, wo ein Dauerbegrünungsversuch schon seit ein paar Jahren durchgeführt wird. Da die Niederschläge hier im Durchschnitt unter 600 mm/Jahr liegen, ließ man die Begrünungsdecke mit künstlicher Bewässerung aufkommen. In der Dominanzstruktur ist das starke Dominieren von Lumbricus terrestris deutlich erkennbar. Diese gilt nicht nur für die Biomasse, sondern auch für die Abundanz, obwohl hier auf der offengehaltenen Fläche auch verschiedene Allolobophora - Arten dominant in Erscheinung treten.
Vergleicht man die absoluten Werte, so zeigt sich sowohl bei der Abundanz als auch bei der Biomasse in der begrünten Fläche ein beinahe doppelt so hoher Wert.

Beim Rigosol vom Typ der Parabraunerde wurde eine Fläche im Untersuchungsgebiet bei Eltville/Rheingau ausgesucht. Hier zeigen sich in den Zönosen keinerlei Unterschiede hinsichtlich der Dominanzverhältnisse. Deutlicher treten diese jedoch bei den absoluten Werten der Abundanz und Biomasse in Erscheinung. So stehen 10 Ind./m^2 mit 44,7 g/m^2 auf den offengehaltenen Flächen einer Abundanz von 199 Ind./m^2 mit einer Biomasse von 182,1 g/m^2 auf den dauerbegrünten Flächen gegenüber.

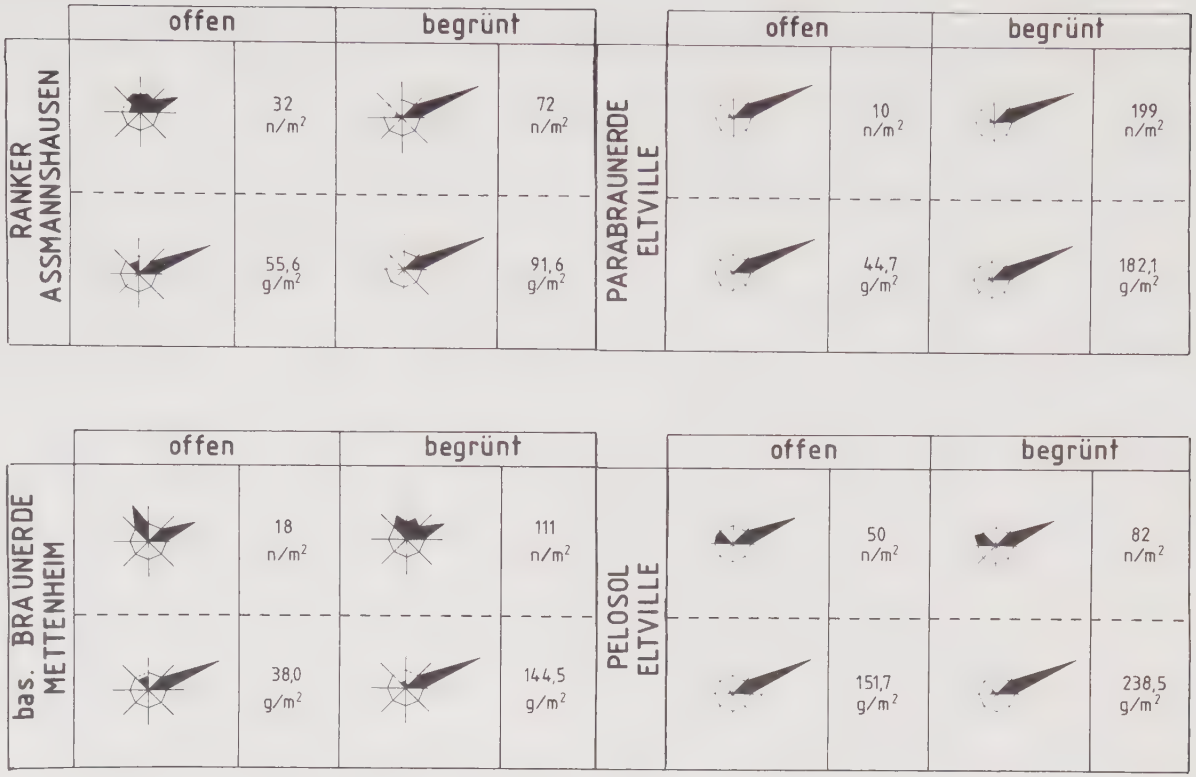


Abb. 55: Abundanz-(n/m²), Biomasse-(g/m²) und Dominanzverhältnisse der Regenwurmzönosen von Weinbergsflächen mit und ohne Begrünung.

Der Rigosol vom Typ des Pelosols, ebenfalls aus dem Untersuchungsgebiet Eltville, bestätigt die Konstanz der Dominanzverhältnisse. Dies ist umso bemerkenswerter als hier eine zweite Art, Allolobophora chlorotica, in der Abundanz stärker in Erscheinung tritt. Weiterhin ist auffällig, daß die absoluten Abundanz- und Biomassewerte der offengehaltenen Fläche außerordentlich hoch liegen, so daß sie etwa 60% der Werte bei Begrünung erreichen.

Die Untersuchungsflächen für den Rigosol vom Typ der basenreichen Braunerde liegen in der Lage "Schloßberg" bei Mettenheim/Rheinhessen. Sie unterscheiden sich nicht nur hinsichtlich der Bodenpflege, sondern auch anderer Bewirtschaftungsformen wie z.B. der Pflanzenschutzmaßnahmen. Dies gilt vor allem für die begrünten Flächen des Winzers Ackermann, der diese biologisch-dynamisch bewirtschaftet.
Die biologisch-dynamisch bewirtschafteten, dauerbegrünten Flächen zeigen im Vergleich zu den benachbarten konventionell und offengehaltenen Flächen nicht nur wesentlich höhere Abundanz- und Biomassewerte, sondern sie zeichnen sich auch durch eine höhere Artenzahl aus. Das Hinzutreten der Art Allolobophora rosea macht sich bei den Dominanzwerten allerdings nur bei der Abundanz sichtlich bemerkbar.

6. Diskussion

6.1. Die Charakteristika des Weinbergsökosystems als Agrarnutzungstyp und ihr Einfluß auf die Regenwurmfauna

Weinberge sind aus agrarstruktureller Sicht jenen Nutzungstypen zuzuordnen, bei denen mehrjährige Nutzpflanzen vorliegen, wobei es sich hier um Dauermonokulturen handelt, die horizontal nach Zeile und Gasse gegliedert sind und die vertikal nur die Stratenebene der Strauchschicht umfassen. Die Nutzungsdauer liegt in der Regel bei 3o - 4o Jahren. Nach der Rodung der alten Rebbestände werden die Böden einer tiefgreifenden Rigolung unterzogen (Tiefenlockerung, Einbringung von Mergelmaterial, Klärschlämmen, Müllkomposten etc.) und nach einer ein- bis mehrjährigen Ruhephase neu bepflanzt. Es liegen daher in der traditionellen Reblandschaft, die z.T. auf einen mehr als 1ooo -jährigen Weinbau zurückgeht, mosaikartig verteilte Parzellen vor, bei denen Rebbestände unterschiedlichen Alters vorhanden sind.
Die Anlage der Rebkulturen variiert je nach traditionellen Anbaumethoden (regionale Reberziehungsformen) und Standortverhältnissen (Exposition und Neigung der Fläche), wobei sich aus wirtschaftlicher und agrartechnischer Sicht die Längsterrassierung gegenüber der Querterrassierung durchgesetzt hat und die Drahtrahmenerziehung mit Halb- oder Pendelbogen gegenüber anderen Erziehungsformen dominiert. Die Produktion der Rebe ist nicht nur von klimatischen und standörtlichen Bedingungen abhängig, sondern vor allem auch von der Rebsorte, der Erziehungsform und dem Rebschnitt. Betrachtet man den Anteil der Biomasseproduktion, der als Bestandesabfall (Laubfall, Gipfelschnitt, Rebschnitt) bzw. Ernte (Traubenernte) jährlich anfällt (SCHELL 1983), so ist zunächst einmal auffällig, wie hoch der Anteil der Traubenernte ist (67,6% FG bzw. 41,1% TG). Gleichzeitig fällt auf, daß der Anteil des Blattmaterials (25% TG bzw. 18,5% FG) am Bestandesabfall im Trockengewicht deutlich unter dem Holzanteil liegt (Jungholz aus Rebschnitt und Gipfelschnitt: 27,5% TG bzw. 11,3% FG; Altholz aus Rebschnitt: 6,4% TG bzw. 2,6% FG). Der Bestandesabfall fällt dabei zu unterschiedlichen aber jeweils definierten Terminen an. Im Laufe des Jahres beginnt es mit dem Rebschnitt im Februar/ März. Im Jahre 1982 (Anfang März) wurde von SCHELL (1983) auf der Fläche W III (Parabraunerde) des Untersuchungsgebietes Eltville beim Rebschnitt eine Biomasse von 2911,4 kg FG/ha Jungholz (= 1513,9 kg TG/ha) und 849,2 kg FG/ha Altholz (= 437,7 kg TG/ha) fest-

gestellt. Der Gipfelschnitt folgte am 3o.o7.1982, wobei eine Jungholzmasse von 655 kg FG/ha (= 338,8 kg TG/ha) sowie eine Blattmasse von 175o kg FG/ha (= 5o8,6 kg TG/ha) anfiel. Beim Laubfall (Ende Oktober bis Mitte November 1982) kam es nur zu einem geringen Anfall von Jungholz 59,3 kg FG/ha (= 3o,7 kg TG/ha), dem jedoch eine Blattmasse von 4194,5 kg FG/ha (= 12o9,o kg TG/ha) gegenüberstand. Demnach lag die im Herbst anfallende Laubmasse nur etwa 2,5-fach höher als beim Gipfelschnitt. Außergewöhnlich hoch lagen in jenem Jahr die Biomassewerte der Traubenernte (Riesling) mit 2174,3 kg FG/ha davon 545o,3 kg FG/ha an Trester (= 2816 kg TG/ha).

Zusammenfassend lässt sich sagen, daß selbst bei Betrachtung der Trockengewichte des jährlich im System anfallenden organischen Materials der Trester mit 41,1% den größten Anteil einnimmt, während Rebschnitt (28,5%), Gipfelschnitt (12,4%) und Laubfall (18,o%) deutlich darunter liegen.

Die jährlichen Produktionswerte der Rebe unterliegen in verschiedenen Jahren außerordentlich starken Schwankungen, was vor allem auf klimatische Einflüsse zurückzuführen ist. STEINBERG (1976) und MÜLLER (1978) zeigten, daß dies nicht nur für die Traubenproduktion zutrifft, sondern auch für die vegetativen Organe der Pflanze, wobei sich klimatische Einflüsse auch noch in Folgejahren auswirken können (Schwächung des Rebstockes durch extreme Trockenjahre). Denkbar ist bei einer zu geringen Bodenwasserversorgung eine Verlagerung der Biomasseproduktion vom Triebwachstum zum Wurzelwachstum, ein Phänomen, das jedoch aus methodischen Gründen im Freiland schwer zu untersuchen ist. Grundsätzlich sei noch bemerkt, daß der anfallende Bestandesabfall nicht immer im System verbleibt bzw. in das System zurückgelangt. Dies gilt vor allem für den Trester, z.T. aber auch für das Schnittholz, das in manchen Gegenden nicht gemulcht wird, sondern aus den Gassen herausgezogen und anschließend verbrannt wird (vermeintlich zur Verhinderung der Schwarzfleckenkrankheit).
In Steillagen kommt es häufig zu Verwehungen der im Herbst anfallenden Blattstreu und selbst auf ebenem Gelände läßt sich auf dem Boden keine gleichmäßige Verteilung der Blätter feststellen, da sich diese vermehrt in den tiefer gelegenen Fahrgassen und Fahrspuren ansammeln.
Neben dem Bestandesabfall der Rebe kann durch spezielle Bodenpflegemaßnahmen zusätzlich organisches Material in das Agrarökosystem Weinberg eingebracht

werden (Bodenbegrünung, Holzmulchung, Strohmulchung etc.), was später gesondert diskutiert werden soll.

Vergleicht man die jährlich anfallende Biomasse an oberirdischem Bestandesabfall, die im System zur Dekomposition verbleibt, so zeigt sich daß in Waldökosystemen die Biomasse an Blattmaterial dominiert. Sie reicht von etwa 2 t/ha in Fichtenwäldern niederer Standortqualität bis zu 6 - 8 t/ha in Hartholzauenwäldern (EHLERT 1980). Obstplantagen nehmen mit 2 - 4 t/ha eine Mittelstellung ein, während die Rebflächen meist unter 2 t/ha liegen dürften. In ackerbaulich genutzten Agrarflächen verbleiben oberirdisch meist nur geringe Ernterückstände (< 1 t/ha), wobei beim Halmfruchtbau anfallendes Strohmaterial in das System zurückgeführt (Strohdüngung) und im Hackfruchtbau, insbesondere im Rübenbau das Blattmaterial (Rübenblattdüngung) untergearbeitet werden kann. Beträchtlich ist auch die oberirdische Produktion von Grünlandflächen, die im Mittel je nach Boden- und Klimaverhältnissen zwischen 3,5 - 8,0 t TG/ha liegt und bei starker Düngung bis über 16 t/ha ansteigen kann, wobei hier der größte Teil durch Mahd oder Beweidung anthropogen genutzt wird.

Wie hoch der zusätzliche Produktionsanteil auf Rebflächen mit Begrünung ist, zeigte SCHELL (1983) auf der Fläche W III (Parabraunerde) in Eltville, wo zum Zeitpunkt der ersten Mulchung (16.06.82) allein 18,71 t FG/ha (= 5,09 t TG/ha) Biomasse der Bodenvegetation vorhanden waren und zum Zeitpunkt der zweiten Mulchung (16.08.82) noch einmal 9,17 t TG/ha (= 1,71 t TG/ha) hinzukamen. Dieser nur durch die Mulchung anfallende Bestandesabfall ist noch zu ergänzen durch absterbende oberirdische Pflanzenteile während des ganzen Jahres, die methodisch schwer erfassbar sind.

Stellt man sich die unterschiedliche Größenordnung des anfallenden Bestandesabfalls vor, sowie die verschiedenen Termine, zu denen er dem System zur Dekomposition zur Verfügung steht, so drängt sich die Frage auf, wieweit die einzelnen Gruppen der Bodenorganismen hierdurch beeinflusst werden und an der Streuzersetzung Anteil haben.

Wenngleich auch andere edaphische Gruppen als Regenwürmer auf der Fläche W III (Parabraunerde) untersucht wurden (Collembolen durch DIELMANN 1982, Acari durch SCHMELCHER 1983), so geben die Untersuchungen zur Streuzersetzung von SCHELL (1983) bisher den besten Einblick in den Verlauf der aktuellen und potentiellen Streuzersetzung.

Mit Hilfe der klassischen Methoden zur Untersuchung des Streuabbaus, wie Gazebeutel unterschiedlicher Maschenweite (BOCOCK und GILBERT 1957, HEATH et al. 1966, WITKAMP und CROSSLEY 1966, MADGE 1969, ANDERSON 1973, KRIVOLUTZKY et al. 1977 und JOHN 1980) sowie gazebespannte Plastikrahmen (HERLITZIUS und HERLITZIUS 1977, HERLITZIUS 1983), wurde der Blattstreuabbau bei drei Maschenweiten (0,05 mm, 1,14 mm sowie 10 mm) quantitativ (gravimetrisch und photoplanimetrisch) untersucht. Dabei standen zum einen die Untersuchung der aktuellen Streuzersetzung nach dem Laubfall im Mittelpunkt, zum anderen der potentielle monatliche Streuabbau. Beide Untersuchungen zeigten

- das Dominieren makro- bzw. megaedaphischer Organismen,
- eine deutliche Korrelation zwischen dem Streuschwund und der Aktivität bzw. Biomasse der Regenwürmer (Abb. 54) mit der Ausbildung charakteristischer Frühjahrs- und Herbstmaxima,
- der nahezu fehlende Einfluß des Mesoedaphons, der durch die Tätigkeit der Mikroorganismen und Pilze sowie abiotischer Zersetzungsvorgänge weitgehend überdeckt wird.

Die Untersuchungen zur aktuellen Streuzersetzung zeigten, daß drei Monate nach dem Laubfall nahezu sämtliche Blätter aus den Streubehältern mit grober Gaze verschwunden waren, während die mittel- und feinmaschigen Behälter nur einen Gewichtsverlust von unter 20% aufwiesen.
Vergleicht man die Ergebnisse mit Weinbergen, in denen keine Lumbriciden vorkommen, so zeigt sich, wie SCHELL (1983) für den Ranker - Rigosol W I des Untersuchungsgebietes Eltville erwähnt, daß auf diesen Flächen der Streuabbau erheblich gehemmt ist, so daß noch nach über einem Jahr Blätter und Blattreste gefunden werden, die überwiegend durch eine langsame mechanische und chemische Zersetzung abgebaut werden.
Die überragende Bedeutung der Lumbriciden bei der Streuzersetzung unserer mitteleuropäischen Weinberge darf als allgemein gültig angenommen werden.

Das Artenspektrum der Lumbriciden der bisher untersuchten Weinberge ist charakterisiert durch das Vorherrschen epi-anektischer Regenwurmarten, insbesondere der Arten Lumbricus terrestris und L. rubellus.
Während L. rubellus in den mehr skelettreichen, oligotrophen Weinbergsböden auf Schiefer an der Mosel, Ahr und am Mittelrhein vorherrscht, kommt

L. terrestris auf karbonatreicheren z.T. tiefgründigen Böden vor, vor allem in Unterfranken, Rheinpfalz, Rheingau und Rheinhessen. L. rubellus ist durch eine stärker epigäische Lebensweise gekennzeichnet als L. terrestris, die als tiefgrabende blattfressende Form mehr einer anektischen Lebensweise nachkommt. Beide Arten sind jedoch als Zwischenformen der echten epigäischen und anektischen Lebensform zu bezeichnen.

Als echte anektische Arten treten die Arten Allolobophora (Nicodrilus) nocturna und A. (Nicodrilus) terrestris auf, jedoch nur in den Untersuchungsflächen am Mittelrhein (Oberdollendorf) sowie in Südbaden mit geringen Biomasse- und Abundanzwerten.

Das weitgehende Fehlen echter epigäischer Formen im Weinberg ergänzt das Bild. Zwar treten Arten wie L. castaneus, Dendrobaena rubida, D. subrubicunda und Eisenia eiseni gelegentlich auch in Weinbergen auf, jedoch meist nur, wenn bestimmte Bodenpflegemaßnahmen durchgeführt werden. Das Auftreten von Eisenia fetida ist sogar fast ausschließlich auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen, da diese Art durch Einbringung von Trester, Kompost und Stroh in die Weinberge eingeschleppt wird. An dieser Art läßt sich recht gut demonstrieren, wie lebensfeindlich Weinberge für Arten der epigäischen Kategorie sein können. Wird Eisenia fetida im Frühjahr mit Stroh, Stallmist oder Tresterkompost in die Weinberge eingebracht, so kann sie sich nur so lange halten, wie die organische Substanz vorrätig ist, so daß im Herbst meist nur noch wenige Exemplare dieser Art gefunden werden.

Die endogäische Kategorie ist mit ihren typischen Vertretern, wie Allolobophora icterica und A. antipai tuberculata, nur recht selten vertreten. Häufiger dagegen treten Zwischenformen des endogäisch-epigäischen Lebensformtyps auf. So findet man in tiefgründigen Rigosolen Arten wie Allolobophora (Aporrectodea) rosea, A. (A.) caliginosa, A. chlorotica und die Octolasium-Arten O. lacteum und O cyaneum.

Die Frage wieweit sich die Regenwurmzönosen des Agrarnutzungstyps Weinberg aus qualitativer Sicht von anderen landwirtschaftlichen Nutzungstypen absetzen ist schwer zu beantworten. Das Artenspektrum ackerbaulich genutzter einjähriger Monokulturen ist durch das Vorkommen endogäischer und anektischer Lebensformtypen geprägt. Epigäische Arten fehlen meist vollkommen, da ihnen die Fähigkeit fehlt in Bodenschichten unterhalb der Pflugsohle auszuweichen. Sie sind daher direkt dem Einfluß von Bodenbearbeitungsmaßnahmen ausgesetzt. Zusätzlich fehlt bei Ackerböden eine Streuauflage, die als Feuchtigkeitsschutz und Nahrungsquelle dienen könnte sowie zeitweise

überhaupt eine Vegetationsdecke. Der Vergleich der Ackerböden und Weinbergsböden bei Eltville aus ihrem natürlichen Besiedlungspotential heraus (naturnahe Flächen, Grünland) zeigt den Einfluß des Agrarnutzungstyps deutlich. In den Ackerflächen überwiegt der Anteil endogäischer Arten gegenüber der anektischen Art Lumbricus terrestris, die jedoch in Weinbergsböden eindeutig dominiert. Durch den hohen Anteil verschiedener endogäischer Arten an der Gesamtzahl der Regenwürmer in den Ackerflächen finden wir hier höhere Diversitätswerte als bei den Weinbergsböden. Die Dominanzwerte geben jedoch nur einen bedingten Einblick in die Veränderung der Zönosen bei den unterschiedlichen Nutzungstypen. Die Zönotopkapazität sowie die Kapazitäten der einzelnen Arten lassen sich erst im Vergleich der absoluten Abundanz- und Biomassewerte erkennen. Grundsätzlich läßt sich das Artenspektrum der Ackerflächen und Weinberge aus dem der naturnahen Flächen herleiten. Bei beiden Nutzungstypen handelt es sich aus qualitativer Sicht um Rumpfzönosen ("Zönoide") der naturnahen Flächen. Interessant ist nun die Frage, wieweit die einzelnen Arten in den Ackerflächen bzw. Weinbergsböden optimalere Lebensbedingungen finden als in den naturnahen Flächen. Der quantitative Vergleich zeigt, daß in den Ackerflächen zwei der Regenwurmarten höhere Abundanz- und Biomassewerte ausweisen, als in den naturnahen Flächen, nämlich die Arten Allolobophora antipai tuberculata und A. rosea. Alle anderen Arten liegen mit ihren Werten z.T. deutlich unter denen der naturnahen Flächen. Auch die Gesamtwerte von Abundanz und Biomasse liegen weit darunter. Besonders gut ist dies bei den dominanten Arten L. terrestris und Allolobophora caliginosa erkennbar. Im Gegensatz hierzu zeigen die dominanten Arten der Weinbergsböden, Lumbricus terrestris und Allolobophora chlorotica, z.T. höhere Werte als in den naturnahen Flächen. Die gilt teilweise auch für die Gesamtwerte der Biomasse, die beim Pelosol (W VIII) Werte erreicht, die mit zu den höchsten der Ökosysteme unserer gemäßtigten Zone gehören. Die Gesamtwerte der Abundanz der naturnahen Flächen werden in den Weinbergen dagegen bei weitem nicht erreicht.

Die Einschränkung des Requisitangebots in den Weinbergsböden hat eine Artenverarmung zur Folge, die gleichzeitig eine Förderung der wenigen dominanten Arten hervorruft. Hierfür dürfte als formativer Prozeß vor allem fehlende Konkurrenz angeführt werden. Der als Resource anfallende Bestandsabfall wird somit nur einseitig genutzt.

Ein weiterer Aspekt, der für das Weinbergökosystem charakteristisch ist, bezieht sich auf die Horizontalstruktur dieses Systems, d.h. auf die durch die Anbauweise bedingte Struktur im Bestand. Die Abstände zwischen den Rebpflanzen sind zwar immer gleichgehalten, so daß man von einer homogenen Verteilung der Reben ausgehen kann. Dennoch ist durch die Bewirtschaftungs- und Erziehungsform eine klare Gliederung in Rebzeile und Rebgasse gegeben, die eine inhomogene Horizontalstruktur bedingt. Diese Inhomogenität zeigt sich u.a. in

- einer ungleichmäßigen Verteilung des Bestandsabfalls (Rebholz in der Gasse, Blattmaterial unter der Rebzeile)
- einer ungleichmäßigen Bodenbearbeitung (z.B. mechan. Bearbeitung in der Gasse, Herbizidunterstockbehandlung)
- einer unterschiedlichen Bodenfeuchteverteilung (der Wasserverbrauch der Reben bedingt eine höhere Abnahme des Bodenwassers unter der Rebzeile während der Vegetationszeit)
- einer unterschiedlichen mikroklimatischen Situation der obersten Bodenschichten, insbesondere bezüglich des Faktors Temperatur aufgrund unterschiedlicher Beschattungsverhältnisse

Wie in Kap. 5.5. dargelegt, spiegelt sich die Inhomogenität der Horizontalstruktur in einer ungleichen Verteilung der Lumbriciden wieder. Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß der Einfluß des Bodentyps und der Bodenpflegemaßnahmen von großer Bedeutung ist. In offengehaltenen Böden mit geringer Wasserkapazität finden wir die höchsten Abundanz- und Biomassewerte in der Rebgasse. Der Grund hierfür ist der höhere Wassergehalt des Bodens, denn in der Rebzeile liegt ein höherer Wasserverbrauch durch die Pflanzen vor. Sind Böden dieses Typs mit einer Dauerbegrünung insbesondere der Rebgasse versehen, so liegen die Werte von Abundanz und Biomasse in der Rebzeile höher, da nun die dichte Pflanzendecke der Rebgasse einen höheren Wasserverbrauch aufweist als die Rebzeile.
Dieses Phänomen läßt sich auch in Böden mit hoher Wasserkapazität beobachten; jedoch sind die Unterschiede der Abundanz- und Biomassewerte bei Dauerbegrünung nicht mehr so deutlich erkennbar. Bei offen gehaltenen Böden dieses Typs wird jedoch ein anderer Einflußfaktor stärker erkennbar, nämlich die mechanische Bodenbearbeitung in der Rebgasse. Sie führt dazu, daß in der Rebzeile höhere Abundanz- und Biomassewerte vorkommen, was u.a. in der Untersuchungsfläche im "Randersackerer Marsberg"in Unterfranken festgestellt werden konnte.

Abschließend soll hierzu bemerkt werden, daß das Phänomen der Inhomogenität auch in Obstbauanlagen beobachtet werden konnte. KÜHLE (1983 b) diskutiert es hier im Zusammenhang mit unterschiedlichen Bodenpflegemaßnahmen.

6.2. Der Einfluß des Bodentyps auf Umfang und Zusammensetzung der Lumbricidenpopulationen im Weinberg

Die Worte KUBIENAS aus dem Jahre 1961 "... bis heute konnten bodenkundliche Lehrbücher keine oder nur sehr allgemeine Andeutungen darüber bringen, was die Biologie bestimmter Pelosole, Braunerden, Pseudogleye etc. in den wesentlichen Grundzügen voneinander unterscheidet, welche von den Organismenformen.... als besonders typisch bezeichnet werden können, wie sie wirken und in welcher Sukzession sie bei einer bestimmten Leistung auftreten. "
sind auch heute noch nach 22 Jahren aktuell, besonders hinsichtlich der Frage, wieweit die pedozoologische Diagnose einer aktuellen Bodensituation uns Kenntnis gibt über die Bedeutung der verschiedenen Bodenorganismen in den einzelnen Ökosystemen bei ihren spezifischen Prozeßabläufen und bei Bodenbildungsprozessen, die letztendlich zur Ausbildung der einzelnen Bodentypen führen.
Die Kriterien der bodensystematischen Kategorien sind in den Bodenklassifikationen der einzelnen Länder nicht einheitlich. So wird in der Bodensystematik der Sowjetunion (TIURIN 1965) der regionale klimatologisch-genetische Aspekt stark berücksichtigt, in Mitteleuropa (MÜCKENHAUSEN 1962) mehr der morphologisch-systematische, in Frankreich (DUCHAFOUR 1978) der ökologisch-genetische und in den USA (7th Approximation) der taxonomisch-systematische Aspekt.
Es zeigt sich also, daß es kein vom Boden her aufgezeigtes, allgemeingültiges Ordnungsprinzip der Böden gibt (MÜCKENHAUSEN 1974). Die pedozoologische Diagnose erhielt in jenen Ländern eine besondere Förderung, in denen bei der Bodensystematik der Gesichtspunkt der Bodengenese im Mittelpunkt stand. Hier seien vor allem die Arbeiten von GHILAROV (1965), DELAMARE DEBOUTTEVILLE (1950) und PESSON et al. (1971) erwähnt. Der Versuch ökosystemare und damit auch bodenzoologische Aspekte bei der Typisierung der Böden einzubeziehen, kann zu einer wertvollen Ergänzung der bisher existierenden Bodenklassifikationssysteme führen. Er steht jedoch noch in den Anfängen.
Dies zeigen z.B. auch die Versuche, die Ökosystemkompartimente der natürlichen Pflanzengesellschaften und der Bodentypen zu korrelieren. Beide Kompartimente bedingen einander, leiten sich jedoch genetisch verschieden stark von den sie beeinflussenden Faktoren ab.

Bei der Frage, welchen Einfluß der Bodentyp auf Umfang und Zusammensetzung der Lumbricidenpopulation hat, wird man weniger von der taxonomisch-systematischen Betrachtung der Böden ausgehen als vielmehr von den typischen Eigenschaften der einzelnen Bodentypen, also einer ökologisch orientierten Betrachtung, bei der schließlich auch ökosystemare Aspekte berücksichtigt werden müssen.

Weinbergsböden sind bodensystematisch vor allem anthropogen geprägte Böden, wobei die Bezeichnung Rigosol zum Ausdruck bringt, daß der Prozeß der Rigolung nachhaltig die Horizontierung beeinflußt. Die eigentlichen Bodeneigenschaften der Rigosole sind jedoch so verschieden wie die Bodentypen, aus denen sie ursprünglich gebildet wurden. Der Vergleich natürlicher Bodentypen mit den ihnen entsprechenden Rigosolen bedarf in Zukunft sicher noch genauerer Untersuchungen. Einige Arbeiten zu den Eigenschaften der Weinbergsböden liegen bereits vor, wie z.B. die hervorragende Arbeit von SCHRADER (1974), der die Dynamik des Wasserhaushaltes von Weinbergsböden des Rheingaus mit Hilfe der Neutronensonde untersuchte.

Berücksichtigen wir diese Arbeit bei dem Vergleich der Lumbricidenpopulationen der Eltviller Weinbergsböden, so läßt sich sagen, daß die Biomassewerte der Regenwürmer eine deutliche Korrelation zu spezifischen Eigenschaften der Böden besitzen. Dies gilt einmal für den Wasserhaushalt der Böden, wobei trockene Böden wie der Ranker-Rigosol und die Pararendzina niedrigere Werte aufweisen als Böden mit ausgeglichener Wasserbilanz und hoher Wasserkapazität. So zeigt die basenreiche Parabraunerde (W III) in der karbonatfreien Reihe und der Pelosol (W VIII) in der karbonatreichen Reihe die höchsten Biomassewerte. Der Pseudogley (W IV) dagegen zeigt niedrigere Werte als die Parabraunerde, was durch seine wechselfeuchte Wasserdynamik erklärt werden kann. Der Auenboden-Rigosol (W VII) zeichnet sich durch einen Rückgang der Art Lumbricus terrestris aus, was auch zu einem Rückgang der Gesamtbiomasse führt. Das Zurücktreten der großen anektischen Arten zugunsten kleinerer meist endogäischer Arten in Auenböden ist charakteristisch für diesen Bodentyp und findet sich sowohl in Waldökosystemen (s.Kap. 2.3.2.) als auch unter Grünland (s. G VII) und läßt sich durch die wechselnden Grundwasserstände erklären. So zeigt der Auenboden-Rigosol in der karbonatreichen Reihe die höchsten Abundanzwerte, was vor allem durch die Arten Allolobophora rosea und A. caliginosa bedingt ist.

Die aufgezeigte Abhängigkeit der Produktionswerte der Lumbriciden vom Wasserhaushalt der Böden bestätigt den starken Hygrophiliecharakter der in den Weinbergen auftretenden Arten. In den untersuchten Ackerflächen bei Eltville (A II - A VI) zeigt sich eine entsprechende Parallele, jedoch auf niedrigerem Niveau der Biomassewerte. Eine weitere Beeinflussung der Biomassewerte erfahren die Regenwürmer in den verschiedenen Rigosoltypen durch den Karbonat- bzw. Calciumreichtum des Bodens. Es zeigt sich, daß bei gleichen Feuchteverhältnissen des Bodentyps die karbonatreicheren Böden höhere Biomassewerte aufweisen als die karbonatfreien. Dieses Phänomen wurde in naturnahen Ökosystemen sowie in Ackerböden bereits früher beobachtet und schon von DARWIN (1881) beschrieben. Die positive Wirkung des Calciums auf Regenwürmer läßt sich nicht nur aus physiologischer Sicht erklären (KÜHLE, 1978, 1980), sondern trifft auch für die meisten anderen Bodenorganismen zu. Es dürften von daher vor allem auch Sekundärwirkungen des Calciums über eine verbesserte Bodenstruktur, mikrobielle Aktivität und erhöhte Pflanzenproduktion auf die Organismen Einfluß nehmen. Welchen Anteil Primär- und Sekundärwirkungen des Calciums auf die Produktion bei Regenwürmern haben,ist bis heute weder quantitativ noch qualitativ vollständig erfasst.

6.3. Der Einfluß von verschiedenen Bodenpflegemaßnahmen im Weinberg auf Umfang und Zusammensetzung der Lumbricidenpopulationen

Weinberge gehören wie Obstbauanlagen zu jenen Agrarökosystemen, bei denen versucht wird durch eine Reihe verschiedener Bodenpflegemaßnahmen organisches Material in das System erneut einzubringen und gleichzeitig durch eine Bodenbedeckung Erosionsvorgänge zu verhindern. Die Maßnahmen reichen vom Ausbringen von Mulchauflagen (Strohmulchung, Holzmulchung, Folienmulchung) bis zu den verschiedenen Verfahren der Grünmulchung,

- bei denen Winter-, Sommer- oder Dauerbegrünung vorliegen kann,
- bei denen eine Begrünung unter den Rebstöcken und in der Rebgasse oder aber nur in der Rebgasse vorkommen kann und
- bei denen unterschiedliche Gründüngungspflanzen verwendet werden können (Magerrasenmischungen, Kleemischungen, Wintergerste etc.).

Es sei zuerst darauf hingewiesen, daß die verschiedenen oben erwähnten Bodenpflegemaßnahmen im Weinbau nicht zur Regel der Bewirtschaftungsmaßnahmen gehören. Seit Jahrzehnten wird der größte Teil der Weinbergsböden von anderen Pflanzen freigehalten. Dies geschah in den meisten Fällen durch mechanische Bodenbearbeitung mit Hacke, Grubber oder Fräse. Erst im letzten Jahrzehnt gelangten mit immer intensiverem Maschineneinsatz auch Herbizide, insbesondere zur Unterstockbehandlung, in Einsatz.
Die ursprüngliche Begleitflora der Weinberge ist eine Unkrautgesellschaft, die sich in Jahrhunderten herausgebildet hat. Sie ist durch einen hohen Anteil mediterraner und submediterraner Arten gekennzeichnet, wobei als Lebensformtypen Therophyten und Geophyten überwiegen, während Hemikrytophyten zurücktreten. ORGIS (1977) weist darauf hin, daß das Lebensformspektrum der Weinbergunkrautgesellschaften eine Ähnlichkeit mit den Spektren von ariden Wüstengesellschaften aufweist (WHITTAKER 1975), was auf die spezifischen Selektivitätsbedingungen im Weinberg hinweist.
Heute sind die typischen Pflanzen der ursprünglich artenreichen Weinbergsbegleitflora den modernen Unkrautbekämpfungsmaßnahmen zum Opfer gefallen. Stellenweise begegnet man noch Rumpfgesellschaften, bei denen jedoch "raschwüchsige Immerblüher" (ELLENBERG 1978) wie Stellaria media oder Pylogonum aviculare dominieren. Da flachwurzelnde Arten im Weinberg vorherrschten, traten sie nur bedingt mit der Rebe in Wasserkonkurrenz. Wieweit dies heute für bestimmte Gründüngungspflanzen auch zutrifft, hängt

im wesentlichen von der Art der Begrünung sowie der damit verbundenen Zusammensetzung der Bodenvegetation ab. Die Wahl des geeigneten Verfahrens ist standortbedingt unterschiedlich. Es soll hier daher nicht der Vor- und Nachteil der einzelnen Begrünungstypen diskutiert werden, sondern nur auf einige Arbeiten zu dieser Thematik verwiesen werden (PROBST und PROBST 1982, HOMRIGHAUSEN, BUDIG und FLECK 1979, HOMRIGHAUSEN und FLECK 1980).

Grundsätzlich läßt sich sagen, daß begrünte Flächen gegenüber offengehaltenen eine negative Wasserbilanz zeigen, jedoch einen ausgeglicheneren Temperaturhaushalt. Beides wirkt sich auf die Bodenfauna nachhaltig aus. So zeigte es sich (Abb. 56), daß auf offengehaltenen Weinbergsböden in der Gasse höhere Abundanz- und Biomassewerte der Lumbriciden zu finden sind als in der Rebzeile, weil durch die Transpiration der Rebe unter den Rebstöcken eine negativere Wasserbilanz entsteht als in der Rebgasse. Sind die Flächen dagegen (dauer-)begrünt, so sind die Werte in der Rebzeile meist höher als in der Rebgasse, da die Begrünungsdecke eine höhere Transpiration aufweist als die Rebpflanzen, so daß in der Rebzeile feuchtere Bedingungen vorherrschen. Die inhomogene Verteilung der Regenwürmer wird durch die Unterschiede der Bodenfeuchtigkeit deutlich beeinflußt (s. Kap. 6.1.). Auf offengehaltenen Flächen kann der positive Einfluß der Bodenfeuchtebedingungen allerdings durch den negativen Einfluß einer mechanischen Bodenbearbeitung überlagert werden. Eine vergleichende Untersuchung zum Einfluß verschiedener Bodenpflegemaßnahmen auf den Lumbricidenbesatz in Weinbergsböden liegt bisher noch nicht vor. Umfangreicher sind dagegen unsere Kenntnisse über Bodenpflegemaßnahmen und Regenwürmer aus Obstbauanlagen. Es seien hier vor allem die Arbeiten von NIKLAS, WELLER und KENNEL (1979), und von KOLBE (1981) und KÜHLE (1983 b) erwähnt.
KÜHLE (1983 b) zeigt an einem Langzeitversuch (18 Jahre) mit acht verschiedenen Bodenpflegemaßnahmen anhand der Herbstpopulationen deutliche Unterschiede in den Populationsstrukturen der einzelnen Arten in den verschiedenen Versuchsflächen. Neben den unterschiedlichen mikroklimatischen Verhältnissen, insbesondere der Bodenfeuchte, und der Beeinflussung durch mechanische Bodenbearbeitung spielen Unterschiede in der nutritiven Situation eine außerordentlich große Rolle für die Abundanz- und Biomasseentwicklung der Regenwürmer. Es zeigen sich nicht nur artspezifische Unterschiede bei den verschiedenartigen Mulchmaterialien, sondern auch spezi-

fische Anpassungsstrategien der einzelnen Arten an den Zeitpunkt, wann welche Form von organischer Substanz anfällt. Schließlich spielt auch die Gesamtmenge an anfallender organischer Substanz eine große Rolle für die Abundanz- und Biomasseentwicklung der Lumbriciden.

Zum Einfluß bestimmter Mulchmaterialien sowie Gründüngungspflanzen auf die Entwicklung der einzelnen Regenwurmpopulationen im Weinberg können wir bis heute noch nichts genaueres sagen. Bevor nun allgemein an ausgewählten Beispielen die Lumbricidenpopulationen offengehaltener Weinbergsböden mit benachbarten dauerbegrünten Böden verglichen werden, soll der grundsätzliche Unterschied in der pflanzlichen Produktion bzw. bei der anfallenden Biomasse an Bestandsabfall an einigen Zahlen dargestellt werden.

Hierzu sei noch einmal auf die bereits im Kap. 6.1. erwähnte Untersuchung von SCHELL (1983) zurückgegriffen. Auf der untersuchten Fläche W III in Eltville fielen 1883 kg TG/ha Jungholz, 438 kg TG/ha Altholz und 1718 kg TG/ha Blattmasse als Bestandsabfall an. Dies entspricht einer Gesamtmenge von 4.039 t TG/ha organischer Substanz. Die auf den dauerbegrünten Flächen zusätzlich produzierte organische Substanz, die nach Mulchung als Bestandsabfall zur Verfügung stand, erreichte dagegen eine Biomasse von etwa 7,9 t TG/ha, also fast das Doppelte wie die Rebpflanzen. Höhere Produktionswerte werden von HOMRIGHAUSEN et al. (1979) erwähnt, die nach Mulchungen Ende Mai und Ende Juli einen Gesamtwert von 13,2 t TG/ha erhielten. Es können also jahreszeitlich und standortlich bedingt große Unterschiede vorliegen. Bemerkenswert ist bei der Untersuchung von SCHELL (1983) noch der Hinweis, wie sich im Laufe der Vegetationszeit der Anteil der Gräser zugunsten des Klees verschiebt, weil dieser nach der ersten Mulchung seine Produktionskraft beibehält. Restkräuter, die vor allem im Winter und Frühjahr an Biomasse gewinnen, werden ebenfalls nach der ersten Mulchung stark zurückgedrängt. Wie weit dies auf das spezifische Artenspektrum, die Dominanzverhältnisse sowie die Populationsstruktur von Regenwürmern Einfluß hat, bleibt wie erwähnt vorerst offen.

Wie in Kap. 5.4. ausgeführt, unterscheiden sich das Artenspektrum und die Dominanzverhältnisse zwischen begrünten und unbegrünten Flächen kaum. Deutliche Unterschiede liegen dagegen bei den Abundanz- und Biomassewerten vor, wobei die Biomassewerte die produktionsbiologischen Unterschiede am besten erkennen lassen. Auf den begrünten Flächen liegen die Werte mindestens doppelt so hoch, auf der Fläche W III (Parabraunerde) bei Eltville und in der biologisch-dynamisch bewirtschafteten Fläche in Mettenheim sogar viermal

so hoch. Demnach würde die Steigerung der Lumbricidenbiomasse etwa proportional zur zusätzlich anfallenden organischen Substanz verlaufen, was in der Fläche W III allerdings dann nur für die Art Lumbricus terrestris, die hier mit 99,6% dominiert, ausgesagt werden dürfte.
Wieweit die Zugabe zusätzlicher Mulchmaterialien eine Zunahme der Biomasse anderer Arten fördert, bedarf noch weiterer Untersuchungen.

6.4. Der Einfluß von landschaftsstrukturellen Faktoren auf die Regenwurmfauna der Weinberge

6.4.1. Landschaftsstrukturelle Veränderungen im Weinberg

Bereits im Abschnitt 2.4.4. wurde ausgeführt, daß die Landschaften der mitteleuropäischen Weinanbaugebiete außerordentlich unterschiedlich strukturiert sein können. Es handelt sich um alte, in Jahrhunderten gewachsene Kulturlandschaften, deren Landschaftsstrukturen immer einem Wandel unterlagen, wenngleich sich dieser auch nur langsam vollzog. Der allmähliche Wandel führte zu einem Strukturreichtum in der Landschaft mit den unterschiedlichsten Sukzessionsstadien brachliegender Flächen auf kleinstem Raum, was gleichzeitig zu einer spezifischen Artenvielfalt der Fauna und Flora führte, bei der submediterrane und pontische Elemente charakteristisch hervortraten, die somit in den Weinanbaugebieten ihr nördlichstes Verbreitungsgebiet fanden.
Starke strukturelle Veränderungen der traditionellen Weinbaulandschaften vollzogen sich in Mitteleuropa erst nach dem Zweiten Weltkrieg, nachdem die Mechanisierung des Weinbaus immer stärker in den Vordergrund trat. Die Forderungen nach einem "maschinengerechten Weinberg" und einer "geordneten Landschaft" wurden durch großflächige Flurbereinigungsverfahren verwirklicht und führten zur modernen Reblandschaft, aus der andere vegetationsgeprägte Strukturen wie auch kulturbetonte Landschaftsbestandteile vollständig ausgeräumt wurden. Welchen direkten Einfluß Flurbereinigungen auf die Bodenfauna haben, wurde vorher in keinem einzigen Fall untersucht. Es bleibt daher heute lediglich die Möglichkeit, sich durch vergleichende Untersuchungen in verschieden alten Rebkulturen und in naturnahen Flächen ("Ökologischen Zellen", KLOFT 1978) ein Bild zu machen, wie das Besiedlungspotential der Weinberge aussieht und ob besiedlungsfeindliche und besiedlungsfördernde Strukturen vorhanden sind.
Vergleicht man das Arteninventar bestimmter Tiergruppen der Weinberge mit dem benachbarter naturnaher Flächen, so stellt sich die Frage nach der Artenidentität und einem Austausch der Populationen. Bestimmte Tiergruppen (bodenlaufende Arthropoden) sind durch eine hohe Mobilität gekennzeichnet und kommen in beiden Flächen vor, andere verbleiben trotz ihrer großen Mobilität im Weinberg oder z.B. in einem benachbarten Gehölz. Tiergruppen mit geringer Mobilität z.B. Bodentiere können ausgesprochen konservativ geprägt sein, d.h. sie reagieren nur sehr langsam auf Veränderungen ihrer oberirdischen Umwelt oder aber sie sind streng angepaßt an die jeweiligen Habitatverhältnisse.

Bei einigen Gruppen kommt es zu deutlichen Gradientenbildungen zwischen den beiden Flächen, bei anderen bilden die Arten des Weinbergs lediglich eine Rumpfzönose der naturnahen Fläche (siehe Tab. 13).

TAB. 13 : DIE BEZIEHUNGEN BESTIMMTER TIERGRUPPEN ZWISCHEN DEN REBFLÄCHEN UND BENACHBARTEN NATURNAHEN FLÄCHEN.

1. Tiergruppen, die in den Rebflächen als Rumpfzönose auftreten mit spezifischer Dominanz einzelner Arten. Die absoluten Abundanz- und Biomassewerte können bei bestimmten Kulturmaßnahmen höher liegen als auf den naturnahen Flächen.	LUMBRICIDAE
2. Tiergruppen, die in den Rebflächen als Rumpfzönose auftreten mit deutlicher Gradientenausbildung von den naturnahen Flächen in die Rebflächen. Die absoluten Abundanz- und Biomassewerte liegen in den Rebflächen in der Regel niedriger als in den naturnahen Flächen.	GASTROPODA FORMICIDAE
3. Tiergruppen mit eigener Zönose in den Rebflächen und in den naturnahen Flächen, z.T. mit artspezifischer Überlappung.	ARANEAE CARABIDAE
4. Tiergruppen mit starker spezifischer Bindung an Strukturen und Nahrungspflanzen (bzw. Nahrungstiere) der Rebflächen oder der naturnahen Flächen.	Rebschädlinge
A Überwiegendes Vorkommen in der Rebfläche; Fehlen in der naturnahen Fläche	ACARI(GAMASINA) Phytophage
B Überwiegendes Vorkommen in der naturnahen Fläche Fehlen in der Rebfläche	Phytophage ORTHOPTERA DIPLOPODA, ONISCOIDEA
5. Tiergruppen, die einen unspezifischen oder einen spezifischen (oft saisonalen) Wechsel zwischen den naturnahen Flächen und den Rebflächen vollziehen, die als "Überflieger" der Rebflächen in Betracht kommen (ohne längere stationäre Phase) oder als "Primärbesiedler" (mit kurzer stationärer Phase).	Fluginsekten

Für die Lumbriciden gilt, daß sich das Artenspektrum in Agrarökosystemen Mitteleuropas weitgehend aus dem Arteninventar naturnaher Systeme erklären läßt. Dies gilt nicht für alle Teile dieser Erde. So sind agrarisch genutzte Flächen z.B. in Australien und Neuseeland heute vielfach charakterisiert durch eingeschleppte Regenwurmarten, wobei die Familie der Lumbriciden dominiert und einheimische Megascoleciden-Arten z.T. sogar im Bestand bedroht (LEE 1959).

Die hier dargestellten Freilanduntersuchungen zeigten den Rumpfzönosecharakter in den Rebflächen deutlich. Somit kommt den naturnahen Flächen in Weinbergen eine besondere Bedeutung zu bei der Frage nach einer Neu- oder Wiederbesiedlung von regenwurmfreien Rebflächen.

Probleme der Landgewinnung und Landrekultivierung begegnen uns weltweit in den verschiedensten Spielarten. Sie reichen von der Neulandgewinnung an den Meeresküsten in Verbindung mit Polderungsmaßnahmen oder in Wüsten und Halbwüsten nach Bewässerungsmaßnahmen über Rekultivierungsvorhaben von Kippen und Halden, sei es aus dem Abraum von Tagebauten der Braunkohle oder anderer Mineralien, Steine und Erden, oder seien es Deponien von Siedlungsabfällen, Sondermüll u.ä., bis hin zu Meliorationsvorhaben im land- und forstwirtschaftlichen Bereich.
Die Flurbereinigung von Rebflächen, insbesondere in Steillagen und sonstigen Lagen der Talhänge, nimmt hier eine besondere Stellung ein. Sie ist vielfach gekennzeichnet durch eine großräumige Umgestaltung der Reblandschaft in maschinengerechte Produktionsflächen, die sich auszeichnen durch:

- Nivellierungen von Hangunebenheiten in Verbindung mit großflächigen Erdverschiebungen
- Regulation der Wasserführung und des Wasserabflusses durch die Anlage eines Gewässernetzes, z.T. unter Ausnutzung des natürlichen Wasserrisses, z.T. aber auch durch den Ausbau mit Betonschalengraben, Kanalisationsrohren und Rückhaltebecken
- Wegemäßige Erschließung der Rebflächen, vielfach durch die Anlage von Beton- und Asphaltwegen, die wie ein Netz über die Weinbergsfläche gelegt werden.
- Ausräumung naturnaher Strukturen in der Anbaufläche und Rekultivierung in Sukzession befindlicher Flächen, so daß eine großflächige, monotone Produktionsfläche entsteht.

Bevor die Auswirkungen dieser Veränderungen auf die Besiedlung durch Regenwürmer diskutiert werden, muß man sich allgemein mit potentiellen Besiedlungsstrategien dieser Tiergruppe beschäftigen.

6.4.2. Die bionomischen Strategien der Regenwürmer und ihre Bedeutung für die Besiedlung regenwurmfreier Flächen

Die Begriffe r- und K-Selektion wurden von MAC ARTHUR und WILSON (1967) in die Ökologie eingeführt, wobei einige grundlegende Aspekte bereits früher von DOBZANSKY (1950) diskutiert worden waren.
Die Begriffe leiten sich von der Verhulst-Pearl-Gleichung

$$N/_t = r\,(1-N/K)\,N$$

ab, die ein kontinuierliches Populationswachstum bis zur Tragfähigkeitsgrenze K beschreibt, wobei r die natürliche Wachstumsrate ist. Ursprünglich verstand man unter r-Selektion eine Selektion, die an einem hohen Populationswachstum ausgerichtet ist und zwar in nicht übervölkerten Populationen. K-Selektion orientiert sich dagegen an der Konkurrenzfähigkeit in übervölkerten Populationen, d.h. sie folgt einer Strategie, bei der sich die betreffende Art an eine gegebene Kapazitätsgrenze (K) anpaßt.
Die Untersuchung der bionomischen Strategien einzelner Tiergruppen bzw. Taxa führten zu einer eindrucksvollen Anzahl empirischer Beiträge, welche die Diskussion zur r- und K-Selektion außerordentlich bereicherten, wobei es zu einer Ausweitung der ursprünglichen Konzeption kam. Hierzu trugen nicht nur die Arbeiten von PIANKA (1970, 1972), GADGIL und SOLBRIG (1972) und SOUTHWOOD (1977) bei, sondern vor allem auch die von STEARNS (1976, 1977), der die Ausweitung der Konzeption zusammenfassend darstellte. Danach wurden ökologische, phänologische, physiologische wie auch ethologische Kriterien mit dem Spektrum der r-K-Selektion korreliert, wobei sich bestimmte Assoziationen von Lebensformmerkmalen in zwei Gruppen einteilen ließen.

1) r-Selektion :
- frühes Reifealter
- große Anzahl von Jungtieren
- einmalige Fortpflanzung
- fehlende Brutfürsorge
- hohe Reproduktionsleistung

2) K-Selektion :
- verzögerte Reproduktion (spätere Reifung)
- geringe Anzahl von Jungtieren
- mehrmalige Fortpflanzung
- Brutfürsorge
- geringere Reproduktionsleistung

PARRY (1981) verglich 48 verschiedene Arbeiten, die sich mit der Problematik der r- und K-Selektion befaßten, und konnte dabei vier verschiedene Auffassungen zur r- und K-Selektion darlegen:

1) Die selektiven Unterschiede bestehen ausschließlich in der Populationsdichte in Bezug auf die vorhandenen Ressourcen.
   r-Selektion ist danach eine Selektion auf ein maximales Populationswachstum in nicht übervölkerten Populationen,
   K-Selektion dagegen eine Selektion auf Konkurrenzfähigkeit in übervölkerten Populationen.
   Es handelt sich also um eine Auffassung, die der ursprünglichen Konzeption von MACARTHUR und WILSON (1967) entspricht. Im Rahmen ihrer Theorien zur Kolonisation von Inseln konnten sie hiermit genotypische Veränderungen erklären. Die ursprüngliche Konzeption beinhaltet jedoch nicht Veränderungen, die nicht auf einer Übervölkerung beruhen, sondern auf Mortalität z.B. durch Prädation oder Klimapessima oder auf unterschiedlichen Bedingungen zur Ausbreitung innerhalb der Habitatmuster.

2) Eine Reihe von Autoren leiten von der ursprünglichen Auffassung 1) eine weitergehende ab, in dem sie allgemein
   - r-Selektion als dichteunabhängige Komponente
   - K-Selektion als dichteabhängige Komponente
   der natürlichen Selektion definieren.
   Die Ausweitung auf die dichteunabhängige bzw. dichteabhängige Mortalität bezieht zwar andere Mortalitätsursachen (Prädation etc.) mit ein, ist jedoch praktisch schwer zu handhaben, da es kaum Kriterien gibt, den Grad dichteunabhängiger und dichteabhängiger Mortalität zu messen.

3) SOUTHWOOD (1977) erweiterte die Interpretation der r-K-Selektion in einer anderen Richtung. Er setzt die bionomischen Strategien in Beziehung zur Habitat-Beschaffenheit. Habitate bieten nur während einer bestimmten Zeitdauer (H) günstige Bedingungen für eine Art. Die Stabilitätsdauer im Weinbergökosystem entspricht in etwa dem Zeitraum zwischen zwei Rigolungen. Gleichzeitig kann die Kapazität K in der Zeit erheblichen Schwankungen unterliegen (zeitliche Variabilität) und der Habitat durch räumliche Heterogenität gekennzeichnet sein. Beim Weinbergökosystem ist letzteres durch die Ausbildung der Monokultur kaum gegeben, während eine zeitliche Heterogenität durch die jahreszeitlich unterschiedlich anfallende Streu sowie durch bestimmte Bodenpflegemaßnahmen gegeben sein kann (siehe Kap. 6.3.).

SOUTHWOOD vergleicht nun die Generationsdauer einer Art G mit der Zeitdauer, in der der Habitat günstige Bedingungen bietet, indem er den Wert G/H für einen Habitat betrachtet.
Arten, bei denen G/H sich 1 nähert, haben keinen evolutiven Nachteil, wenn sie die Kapazität K überschreiten, da eine Generation nicht die Ressourcen der nächsten berührt. Diese Arten definiert SOUTHWOOD als r-Strategen.
r-Selektion erscheint also in Habitaten, die kurzlebig sind, während K-Selektion in Habitaten erscheint, die durch eine langandauernde Stabilität gekennzeichnet sind.

4) Die vierte Auffassung zu den bionomischen Strategien, die PARRY (1981) aufführt,geht von der Frage aus, wie hoch der Anteil der Ressourcen ist, den eine Art in ihre Fortpflanzung investiert. Danach definiert man:
   - r-Selektion ist verbunden mit der Zuteilung eines großen Ressourcenanteils zur Reproduktion
   - K-Selektion dagegen nur mit einem relativ kleinen Anteil.

   Diese Art der Interpretation verschließt sich zwar einer genauen populationsdynamischen Untersuchung (z.B. altersbedingte Mortalität), eröffnet jedoch die Möglichkeit energetischer Betrachtungen. Ihren Ursprung fand sie im Bereich der Pflanzenökologie. So konnten beispielsweise ABRAHAMSON und GADGIL (1973) an vier Solidago-Populationen nachweisen, daß der Biomasseanteil der generativen Organe an extremen Trockenstandorten wesentlich höher war als an gemäßigten Waldstandorten. Im zoologischen Bereich bedeutet dies in Verbindung mit den populationsdynamischen Aspekten der bionomischen Strategien, daß bei r-Selektion eine hohe Produktion von kleinen Juvenilen gegeben ist, dagegen bei K-Selektion eine geringere von größeren Jungtieren.

Der Vergleich der vier verschiedenen Auffassungen zur r-K-Selektion zeigt, daß in jedem Fall ein bestimmter Aspekt zu Lasten anderer betont wird. Es muß daher PARRY (1981) zugestimmt werden, daß man das Konzept der r- und K-Selektion primär in seinem ursprünglichen Sinne benutzen sollte. Die Einbeziehung weitergehender Interpretationen kann für die Deutung bestimmter Phänomene von großem Wert sein und sollte daher nicht unberücksichtigt bleiben. Bei der Anwendung des theoretischen ökologischen Modells der bionomischen Strategien kommt man dann bei einzelnen Tiergruppen z.T. zu neuen Erkenntnissen, wie Lebensformtypen und ihre Entwicklung zu deuten sind. Dies soll im folgenden Abschnitt am Beispiel der Regenwürmer dargestellt werden.
Vorher muß jedoch noch eine Ausweitung der r-K-Selektion besprochen werden.

Das Konzept der r-K-Selektion erhielt durch die Arbeiten von GREENSLADE (1972, 1983a, 1983b) eine ganz andersartige Ergänzung.
GREENSLATE führte neben der r- und K-Selektion einen weiteren Selektionsprozess auf, die A-Selektion (vom englischen Ausdruck 'adversity- selection'), die in Extremstandorten auftritt, bei denen gleichbleibend und vorhersagbar ungünstige Umweltbedingungen herrschen und wo gleichzeitig aufgrund eines geringen Artenspektrums eine geringe interspezifische Konkurrenz herrscht. Der Selektionsdruck ist hier primär an der Anpassung an die ungünstigen Umweltverhältnisse ausgerichtet und sekundär an einer Erhaltung dieser Anpassung. A-Selektion ist gekennzeichnet durch eine geringe Populationsdichte, geringen Artenreichtum, geringe interspezifische Konkurrenz, niedrige Reproduktionsraten und Populationswachstumsraten und lange Generationszeiten, die häufig mit Parthenogenese und Dormanz sowie geringer Migrationsfähigkeit verbunden sind.
Gemeinsam ist ihr mit der K-Selektion, daß beide in stabilen (vorhersagbaren) Umwelten auftreten unter unterschiedlicher Günstigkeit der Habitate, so daß man bei der A-Selektion auch von einer "sub-K-Selektion" sprechen kann.
Die Anwendung von Populationsparametern für die Beurteilung der ökologischen Strategien von Regenwürmern fand bereits in früheren Arbeiten statt. Beispielhaft sind in diesem Zusammenhang die Arbeiten von LAVELLE (1978, 1979), der das potentielle Populationswachstum von Regenwürmern in den Lamto-Savannen (Elfenbeinküste) miteinander verglich.
BOUCHÉ (1977) ging dagegen in seinem Beitrag "strategies lombriciennes" primär von funktionsmorphologischen Kriterien aus, wobei er seine drei ökologischen Kategorien der Lebensformtypen zugrunde legte.
Eine erste umfassendere Einbeziehung der bionomischen Strategien zur Beurteilung der evolutiven Entwicklung der Lumbriciden lieferte schließlich SATCHELL (1980), indem er 8 demökologische, 11 funktionsmorphologische und 3 stoffwechselphysiologische Eigenschaften der Regenwürmer den beiden Konzepten der r- und K-Selektion zuordnet. Tabelle 14 gibt diese Aufzählung in veränderter Form wieder.
Da die erwähnten Eigenschaften weitgehend auf die Kriterien BOUCHÉ's zur Charakterisierung der Lebensformtypen zurückgehen (siehe Kap. 5.1.3.) lassen sich BOUCHÉ's ökologische Kategorien der Lebensformtypen mit der r- und K-Strategie korrelieren. Es ist in diesem Zusammenhang wichtig zu bemerken, daß die einzelnen Variablen in ihren Wechselwirkungen ein weites Kontinuum der Strategien entwickeln, das man als r-K-Kontinuum bezeichnen kann, und von dem jedes Taxon jeweils einen Ausschnitt realisiert.
Dies entspricht im wesentlichen auch den ökologischen Lebensformtypen, die nur selten in ihrer Extremform realisiert sind, sondern meist als Zwischenformen existieren.

TAB. 14 : EIGENSCHAFTEN DER REGENWÜRMER BEI r- UND K-SELEKTION+

	r	K
A. Direkt bezogen auf die Fruchtbarkeit und Länge des Lebenszyklus:		
1.Anzahl der Kokons pro Wurm	höher	niedriger
2.Anzahl der Embryonen pro Kokon	höher	niedriger
3.Inkubationszeit der Kokons	kürzer	länger
4.Reifezeit nach dem Schlüpfen	kürzer	länger
5.Dauer der Reproduktionsphase	kürzer	länger
6.Zeitdauer der Mortalitätsphase	kürzer	länger
7.Überlebenskurve (DEEVEY 1947)	Typ III	Typ I oder II
8.Jahreszeitliche Stabilität der Populationsdichte	niedriger	höher
B. Bezogen auf das Nahrungsaufnahmeverhalten zur Aufrechterhaltung unterschiedlicher Reproduktionsraten:		
9.Lebensweise auf/unterhalb der Oberfläche	auf der Oberfläche	unterhalb der Oberfläche
10.Stoffwechselrate	höher	niedriger
11.Mobilität	höher	niedriger
12.Säureempfindlichkeit	niedriger	höher
13.Lichtempfindlichkeit	höher	niedriger
14.Pigmentation	vorhanden	nicht vorh.
15.Vermeidung von Austrocknung	Quieszenz	Diapause
16.Größe	kleiner	größer
17.Morphologische Anpassung an eine Grabtätigkeit	gering	sehr gut
18.Form des Prostomiums	tanylob	epilob oder proepilob
19.Form der Typhlosolis	schmaler, ungefaltet	größer, gefaltet
C. Bezogen auf die Stoffwechselrate:		
20.Ausscheidungsrate vom Stickstoff	höher	niedriger
21.Durchflußrate (Magen-Darm-Trakt)	höher	niedriger
22.Sauerstoffaffinität des Haemoglobins	niedriger	höher

+ (nach SATCHELL 1980)

TAB.15: EINORDNUNG DER REGENWURMARTEN IN EINE r-K-SKALA

	r-Selektion ---------- K-Selektion
LUMBRICUS R. RUBELLUS	xxxxxxx
LUMBRICUS CASTANEUS	xxxxxxxx
LUMBRICUS TERRESTRIS	xxxxxxxxxxx
DENDRODRILUS R. RUBIDUS	xxxxxxx
DENDRODRILUS R. SUBRUBICUNDUS	xxxxxxx
EISENIELLA T. TETRAEDRA	xxxx
EISENIA FETIDA	xxxxx
OCTOLASION LACTEUM	xxxxx
OCTOLASION CYANEUM	xxxxxx
ALLOLOBOPHORA C. CHLOROTICA	xxxxxxxx
ALLOLOBOPHORA CUPULIFERA	xxxxx
APORRECTODEA I. ICTERICA	xxxxxx
APORRECTODEA C. CALIGINOSA	xxxxxxxxxxxxxxxx
APORRECTODEA R. ROSEA	xxxxxxxxx
APORRECTODEA L. LONGA	xxxxxxx
HELODRILUS O. OCULATUS	xxxxxx
HELODRILUS A. TUBERCULATUS	xxxxx

In Tab. 15 sind die im Weinbergökosystem vorkommenden Lumbricidenarten, geordnet nach Lebensformtypen, in eine r-K-Skala eingefügt. Diese Skala versteht sich ebenfalls nur als Ausschnitt aus einem weitergefaßten r-K-Kontinuum. Die oben angesprochene A-Selektion (GREENSLATE 1972, 1983a, 1983b) findet in dieser Darstellung keine Berücksichtigung. Es ist generell fraglich, inwieweit die peregrinen Arten, die wir in den Weinbergen Mitteleuropas vorfinden, dieser Art von Selektion unterliegen. In den Zonen extremer Kälte, in der nördlichen Tundra und Borealzone Europas sowie in der alpinen und subalpinen Zone der europäischen Hochgebirge, finden sich überwiegend Arten, die dem epigäischen Lebensformtyp zuzuordnen sind und die einer r-Strategie, allenfalls einer r-K-Strategie folgen. Sie dürften als ausgeprägte "Opportunisten" und damit gute Kolonisten als erste dem zurückweichenden Eisschild des letzten Glazials gefolgt sein. Die kurze zeitliche Dauer, in der in den Habitaten der subnivalen Zone die Kapazität für die Arten günstig ist, entspricht oft nur etwas mehr als einer Generationsdauer, so daß r-Strategen einen Selektionsvorteil erlangen. Das Überleben, selbst von Frostbedingungen, erfolgt durch Kokonbildung oder hibernale Dormanz, wie bei Eisenia nordenskiøldi (siehe hierzu den Diskussionsbeitrag von M.S. Ghilarov zu SATCHELL 1980).

Das Auftreten von A-Selektion unter den Bedingungen der Sommerdürre könnte bei einzelnen endemischen Lumbriciden-Arten der pannonischen und osteuropäischen Steppen sowie für Arten des Mediterranraumes gegeben sein.

Ob beispielsweise die endemische Art Allolobophora hrabei, die im äußersten Westen des pannonischen Raumes (Grenzgebiet der Länder Österreich, Ungarn, Tschechoslovakei) auftritt und dort im oberen A_h-Horizont der Paratschernoseme selbst bei extremer Sommertrockenheit vorkommt, ein Vertreter der A-Strategen ist, kann solange nicht beantwortet werden, bis bionomische und physiologische Daten über diese Art vorliegen. Die ungewöhnliche Körperlänge dieser Art (bis über 60 cm) sowie die extreme Regulation des Wasserhaushaltes (ZICSI 1964) sprechen für eine Strategie, die an einer Anpassung an extreme Bedingungen orientiert ist, während die relativ hohe Populationsdichte dagegen spricht.

Das Beispiel wirft die allgemeine Frage auf, wieweit innerhalb einer Art die bionomische Strategie der Art durch Habitatveränderungen oder Veränderungen bestimmter Umweltparameter einem Wechsel unterliegt. SATCHELL (1980) diskutiert diese Frage vor allem am Beispiel der epigäischen Lebensformtypen, bei denen Arten sowohl als corticol-epigäische, straminicol-epigäische oder koprophage Typen auftreten können. Interessanter wird diese Frage jedoch im Zusammenhang mit endogäischen Arten, die normalerweise als K-Strategen angesehen werden. Bei genauerer Betrachtung scheinen einige dieser Arten jedoch in einem Kontinuum zwi-

schen r- und K-Strategie aufzutreten, das weitgehend durch die Habitatverhältnisse geprägt sein kann. So zeigen Adulttiere der Art Aporrectodea caliginosa aus Auenböden des Rheins (KÜHLE in Vorb.) die einer regelmäßigen Überschwemmung unterliegen eine auffällige Verminderung der Körpergröße in Verbindung mit einer extrem hohen Besiedlungsdichte. Die Verminderung der Körpergröße ist hier nicht verbunden mit nutritiven Bedingungen des Habitats, sondern beruht vielmehr auf einer vorzeitigen Geschlechtsreife. Bereits STEPHENSON (1930) wies darauf hin, daß bestimmte Körpermerkmale, wie z.B. die Segmentzahl, großen individuellen Schwankungen unterliegen können, die Ausdruck der jeweiligen Individualentwicklung sind und somit auch Ausdruck der individuellen Entwicklungszeit. Die Ausbildung des Clitellums und damit die Geschlechtsreife scheint nicht nur individuell zu variieren, sondern auch populationspezifisch. So treten bei bestimmten Arten Populationen auf, die durch einen hohen Anteil von Jungtieren gekennzeichnet sind in Verbindung mit relativ kleinwüchsigen Adulttieren. Daß es sich hierbei um artspezifische Anpassungsstrategien handelt, konnte KÜHLE (1983 b) in einer vergleichenden Langzeituntersuchung (18 Jahre) mit unterschiedlichen Bodenpflegemaßnahmen in einer Obstbauanlage aufzeigen. Leider wurde in der Vergangenheit biometrischen Untersuchungen an Lumbricidenpopulationen zu wenig Beachtung geschenkt, so daß uns für eine umfassende Darstellung artspezifischer Anpassungsstrategien die Daten fehlen. Biozönotische Indices, wie etwa der in Kap. 5.2.3.5. beschriebene Diversitäten-Quotienten-Index, können auf gemeinsame Populationsstrategien der Arten hinweisen, ersetzen jedoch keinesfalls eine genaue Strukturanalyse der einzelnen Populationen.

6.4.3. Die Besiedlung regenwurmfreier Flächen durch Lumbriciden mit Hinweisen auf Konsequenzen für die Rekultivierung und Flurbereinigung von Weinbergen

Es sind ausschließlich peregrine Arten (Kap. 2.3.1.), die als "Kulturfolger" in unseren Weinbergen zu finden sind. Sie werden daher auch die breiteste Palette an bionomischen Strategien erwarten lassen. Wieweit die Wiederbesiedlung regenwurmfreier Flächen dadurch beeinflußt ist, soll aufgrund des derzeitigen Kenntnisstandes diskutiert werden.

Hierzu ist es notwendig, sich noch einmal die Habitatmerkmale des Weinbergs zu verdeutlichen. Als Dauermonokultur mit Umtriebszeiten im Idealfall von 30-40 Jahren ist die Stabilitätsdauer dieses Agrarökosystems aus der Sicht der Generationszeit der einzelnen Lumbricidenarten genügend lang. Das Ökosystem ist innerhalb eines Jahres durch eine zeitliche Variabilität geprägt, die sich durch zeitliche Heterogenität der nutritiven Bedingungen (Laubfall im Herbst, Rebschnitt im Früh-

jahr, Gipfelschnitt im Sommer, Mulchungen) auszeichnet. Ein Ausweichen bei ungünstigen nutritiven Bedingungen ist nur sehr begrenzt möglich, da eine räumliche Heterogenität innerhalb der Monokultur kaum gegeben ist. Wenn keine bestimmten Bodenpflegemaßnahmen, wie z.B. Grünmulchungen, durchgeführt werden, verbleiben nur die außerhalb der Rebflächen gelegenen naturnahen Zonen.
Legt man die bionomischen Strategien für die Besiedlung zugrunde, so müßte die Primärbesiedlung durch "opportunistische" Arten erfolgen, d.h. durch Arten, die überwiegend der Kategorie des epigäischen Lebensformtyps angehören. Diesen "Kolonisten" würden Arten folgen, die im Übergangsbereich zwischen "r-" und "K-Strategie" liegen und schließlich kommt es zur Besiedlung mit reinen "Gleichgewichtsarten" (K-Strategen).
Es gibt eine ganze Reihe von Arbeiten, aus den verschiedensten Ökosystemen, die zeigen, daß die Besiedlung diesen theoretischen Überlegungen folgt. So berichtete DUNGER (1968) am Beispiel von Rekultivierungsflächen des Braunkohlentagebaues, daß die Art Dendrobaena octaedra nach einer gewissen Startphase von 4-5 Jahren, in der sich eine Humusauflage gebildet hatte, rasch in die Flächen einwanderte und dort solange dominierte, bis grabende Arten auftraten.
BROCKMANN et al. (1980) berichteten über den Besiedlungsverlauf von Mülldeponien durch Lumbriciden von einer Erstbesiedlung mit Dendrobaena octaedra und Lumbricus castaneus als frühen Besiedler von Ölaschen-Halden.
Grünlandkulturen aus Heideflächen in Irland zeigten in der Frühphase eine Wiederbesiedlung durch Dendrobaena octaedra, Dendrodrilus rubidus und Eisenia eiseni (CURRY und COTTON 1983). EIJSACKERS (1983) konnte bei der Entwicklung von verschiedenen Brachflächen (auf Ackerböden) zu Beginn der Sukzession ebenfalls eine rasche Primärbesiedlung durch Lumbricus rubellus, Dendrobaena octaedra und Lumbricus castaneus beobachten.
Vergleicht man die verschiedenen Veröffentlichungen zur Frage der Regenwurmbesiedlung bei Rekultivierungen, wie dies zusammenfassend von CURRY und COTTON (1983) dargestellt ist, so muß man feststellen, daß der Ablauf der Besiedlung jedoch nicht immer erkennbar den theoretischen Bedingungen folgt. Ein Grund ist in unterschiedlichen Habitatbedingungen zu suchen, die für einige Arten die Lebensbedingungen erheblich einschränken, ein weiterer Grund jedoch auch in unterschiedlichen bionomischen Strategien einzelner Arten. Hier sei noch einmal das bereits oben diskutierte Beispiel der Art Aporrectodea caliginosa erwähnt. Sowohl DUNGER (1968) als auch MARTIN (1977), EIJSACKERS (1983) und CURRY und COTTON (1983) weisen auf die frühe Besiedlung durch diese endogäische Art hin. Die frühe und stetige Besiedlung regenwurmfreier Flächen durch A. caliginoasa wurde von vielen Autoren bestätigt, sei es in Bewässerungsneuland in Uzbekistan

(GHILAROV und MAMAJEV 1966), in Polderflächen unterschiedlichster Nutzung in den Niederlanden (VAN RHEE 1969 a,b HOOGERKAMP et al. 1983) oder in neukultiviertem Grünland auf Neuseeland (STOCKDILL 1959, 1966). Dies gilt vor allem auch, wenn diese Art künstlich ausgesetzt wurde.
Über den Besiedlungsbeginn und die Ausbreitungsgeschwindigkeit der einzelnen Arten liegen unterschiedliche Schätzungen vor. VAN RHEE (1969 b) erwähnte eine natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit zwischen 4-6 m/Jahr, HOOGERKAMP et al. (1983) errechneten für A. caliginosa 9 m und für L. terrestris 4.5 m pro Jahr nach künstlichem Aussetzen, während HAMBLYN und DINGWALL (1945) und NIELSON (1951) die Ausbreitungsgeschwindigkeit für A. caliginosa sogar auf 10-13 m/Jahr schätzten. Der Besiedlungsbeginn ist von verschiedenen Faktoren abhängig, wobei neben Habitatstrukturen der Sukzessionsverlauf vor der Besiedlung mit Lumbriciden eine große Rolle spielt. Auf den Beginn und Verlauf der Besiedlung können tiefgreifende Hemmnisse einwirken, von denen die wichtigsten nach einer Weinbergsflurbereinigung sind:

a) ungünstige bodenphysikalische Bedingungen, z.B. durch eine unsachgemäße Ausbringung von Klärschlämmen (Beispiel: Untereisenheim Kap.5.1.2.4.).

b) ungenügende nutritive Bedingungen durch das Fehlen einer Zwischenbrache, von Mulchauflagen u.a. (Beispiel: Untereisenheim Kap. 5.1.2.4. sowie Kap.6.3.).

c) ungünstige Isolationsstrukturen, wie Betonwege, Anlagen des Wasserführungsnetzes oder Mauern aber auch natürliche Hindernisse, wie Felsenriffe u.ä. (Beispiel: Thüngersheim Kap. 5.2.1.1.).

d) ungünstige ökotoxikologische Bedingungen, wie erhöhter Schadstoffgehalt von Pestiziden oder Schwermetallen im Boden (z.B. Kupfer)
(Beispiel: Güntersleben Kap. 5.1.2.3.).

Die Schaffung günstiger bodenphysikalischer und nutritiver Bedingungen ist weitgehend durch agrartechnische Maßnahmen zu fördern. Hierzu gehört vor allem auch das Einhalten bestimmter Ruhe- oder Brachephasen vor einer Neubestockung. Das Einbringen von organischem Material, sei es durch zwischenzeitliche Begrünung, durch Mulchauflagen (Strohmulchung, Holzmulchung) oder durch Komposte,fördert eine Besiedlung nachhaltig. Dies wurde bereits 1967 von BOSSE auf Rebflächen der Mittleren Nahe nachgewiesen.
DUNGER (1968, 1969), HUTSON (1972) und HUHTA (1979) konnten dies an anderen Kulturen ebenfalls beobachten.

Ein wesentlich schwierigeres Problem ist der Einfluß von Isolationsstrukturen auf die Wiederbesiedlung. Natürliche Landschaftstrukturen (Felsen, Gebirge) können sowohl kleinflächig als auch großräumig isolierend wirken, sobald sie besiedlungsfeindlich sind. Die Überwindung dieser Ausbreitungsschranken ist Lumbriciden meist nur über "besiedlungsfreundliche" Habitate möglich, die wie Leitlinien um (oder durch) die Isolationsstrukturen herumführen. Dies gilt z.B. für die Leitlinienfunktion von gewässerbegleitenden Auwäldern. Durch den Ausbau eines relativ engen Wege- und Gewassernetzes in Weinbergsflurbereinigungsflachen kommt es zu einer Parzellierung der Rebflächen, die verbunden ist

- mit einer Vergrößerung der Parzellenfläche durch das Umlegungsverfahren, in Verbindung mit einer Ausweitung der Monostruktur,
- mit der Ausbildung ausgeprägter Isolationsstrukturen, die die Rebfläche vollständig umschließen (Straßen, Gräben)
- mit der Beseitigung naturnaher Leitlinienstrukturen

Die Isolation der Rebflächen ist in dem Sinne als kritisch zu bewerten, weil die Rigolung einen derart tiefen Eingriff für die Bodenfauna darstellt, daß sie zum Erlöschen einzelner Populationen führen kann. Dies gilt in besonderem Maße, wenn die Rigolung mit Bodenentseuchungsmaßnahmen verbunden ist. Eine natürliche Wiederbesiedlung wird durch die Isolationsstrukturen verhindert. Die Vergrößerung der Parzellenfläche, die aus inselökologischer Sicht vorerst zu begrüßen wäre, führt zu einer zeitlichen Verzögerung der Besiedlungsphase und somit zu einer erhöhten Instabilität.
Die Beseitigung naturnaher Flächen, insbesondere solcher mit Leitlinienfunktion, ist zusätzlich ein erheblicher Ressourcenverlust an Refugialraum.
Die Freilanduntersuchungen zeigten nicht nur einen erheblichen Artenschwund in den Weinbergen, sondern sogar Rebflächen, die lumbricidenfrei waren. In einigen dieser Flächen wurde durch Stallmist oder Tresterkompost die Art Eisenia fetida eingeschleppt, die sich jedoch nur so lange halten konnte, so lange genügend Stallmist bzw. Kompost vorhanden war. Eine Wiederbesiedlung dieser Flächen durch Regenwürmer des natürlichen Besiedlungspotentials ist heute vielfach nur noch künstlich möglich und verlangt eine integrierte Konzeption, die Pflanzenschutzmaßnahmen und Bodenpflegemaßnahmen mit beinhalten.

Für die zukünftige Flurbereinigung der Weinberge ergeben sich aus der Sicht der Regenwürmer folgende Foderungen:

1) Erhaltung möglichst vieler und möglichst großer naturnaher Refugialräume und Wiederbesiedlungszeilen, insbesondere auch innerhalb des Rebgeländes. Diese Strukturen können vor allem in Hanglagen parallel zur Rebzeile verlaufen (Fallinie), um so den vertikalen Luftaustausch nicht zu behindern.

2) Schaffung von Leitlinienstrukturen für die Wiederbesiedlung durch eine Duldung naturnaher Kleinflächen an Böschungen, Wasserleitsystemen, Weinbergstraßen usw.

3) Entwicklung von Weinbergstraßen, die nicht durchgehend asphaltiert bzw. betoniert sind.

4) Einhaltung bestimmter Ruhephasen (Brache) vor einer Neubestockung in Verbindung mit Bodenpflegemaßnahmen.

5) Künstliche Wiederbesiedlung von regenwurmfreien Großflächen (z.B. Aporrectodea caliginosa, Lumbricus rubellus).

6.5. Der Einfluß der Anbaustrukturen auf den Lumbricidenbesatz der Weinberge

In Kap. 2.4.4. wurde darauf hingewiesen, auf welche Weise Weinberge unterschiedlich strukturiert sein können. In der vorliegenden Arbeit wurden in Hanglagen nur Flächen berücksichtigt, bei denen die Längszeilung in der Fallinie zum Hang lag (Hangterrassierung), wie dies heute weitgehend in den Hang- und Steillagen der untersuchten Weinbaugebiete verbreitet ist. Es wäre sicherlich interessant gewesen den Einfluß der Längszeilung quer zum Hang mit der Zeilung in Hangfallinie auf die Regenwurmpopulationen zu vergleichen. Dies scheiterte jedoch am Fehlen vergleichbarer Untersuchungsflächen. KOBEL-LAMPARSKI und LAMPARSKI (1983) diskutierten an der Sondersituation der Großquerterrassen der Kaiserstuhlflurbereinigung (bis 40 m Breite) den Einfluß der Hangböschungen auf die Wiederbesiedlung der Rebflächen durch Regenwürmer. Sie stellen eine Sondersituation dar, die kaum vergleichbar ist mit den heute noch üblichen Kleinquerterrassierungen, wie sie etwa in der Schweiz zu finden sind. Ihre Ergebnisse lassen jedoch Vermutungen zu, daß durch (begrünte !) Kleinböschungen der Querterrassen traditioneller Art die Wiederbesiedlung sehr viel schneller erfolgen muß und die Zönosen stärker stabilisiert werden. Dies liegt nicht nur an der größeren Zahl von Böschungen bei Kleinquerterrassen, sondern auch am Fehlen der Probleme, die speziell an den hohen und relativ steilen Böschungen der Großterrassen der Kaiserstuhlflurbereinigung sichtbar wurden (Erosionen, "Schaumboden"-Bildung, Behinderung einer Begrünung).
Der Vorteil einer Kleinquerterrassierung liegt nicht nur im räumlich-strukturellen Bezug, sondern vor allem auch in einer Erhöhung des nutritiven Potentials bei einer Böschungsbegrünung. In diesem Zusammenhang wäre die Kleinquerterrassierung mit verschiedenen Bodenpflegemaßnahmen bei Hangterrassierung zu vergleichen (Kap. 6.3.).

Die Strukturierung in Rebzeile und Rebgasse ist den verschieden angelegten Rebmonokulturen in Mitteleuropa gemeinsam. Sie führt zu inhomogenen Verteilungen des Bestandesabfalls und des Niederschlagswasser sowie zu einer spezifischen Gradientenausbildung mikroklimatischer Faktoren. Abb. 56 zeigt unterschiedliche Abundanz- und Biomassewerte der Regenwürmer in den Flächen unterhalb der Rebzeile und in der Rebgasse. Dabei zeigt sich unabhängig von den durch Bodenpflegemaßnahmen bedingten nutritiven Unterschieden der einzelnen Flächen eine Abhängigkeit von der Wasserbilanz der Böden.
In (mechanisch) offen gehaltenen Weinbergsböden vom Rankertyp mit einer positiven Wasserbilanz in der Rebgasse ließ sich zwischen Rebzeile und Rebgasse in der Abundanz kein Unterschied nachweisen, dagegen eine deutliche Erhöhung der Biomassewerte in der Gasse. Bei einer Dauerbegrünung gleicht sich das Verhältnis

zugunsten der Rebzeile aus. Ausgeglichene Verhältnisse weist auch der relativ trockene Pararendzina-Rigosol bei Dauerbegrünung auf, während bei dem feuchten Auenboden-Rigosol (mit Sommerbegrünung) in der Rebzeile sehr viel höhere Abundanz- und Biomassewerte zu finden sind als in der Rebgasse. Der Grund hierfür kann zum einen in einer günstigeren (nicht zu feuchten) Wasserhaushaltssituation unterhalb der Rebe (Transpiration !) liegen, zum anderen aber auch in einer Überlagerung durch andere Faktoren (Nahrungsverfügbarkeit, Störung durch mechanische Bodenbearbeitung im Frühjahr).

Wie stark die Anpassung von Lumbricidenpopulationen an bestimmte Bodenpflegemaßnahmen verläuft, konnte von KÜHLE (1983 b) am Beispiel von Erwerbsobstbaukulturen dargestellt werden. Auch in Obstplantagen liegt eine Strukturierung von Baumzeile und Fahrgasse vor (Abb. 2), die eine inhomogene Verteilung der Regenwürmer zur Folge hat. Die Bevorzugung der Baumreihe war dabei deutlich erkennbar (Bodenverdichtungen in der Fahrgasse durch den Maschineneinsatz !), jedoch auch der Einfluß nutritiver Faktoren, so daß ein höheres Nahrungsangebot in der Fahrgasse zu einer Bevorzugung dieses Raumes führen kann.

BODENTYP	GASSE (Ind./ Gramm) pro m^2	ZEILE (Ind./Gramm) pro m^2
RANKER (MECHANISCH,OFFEN)	24 / 62.5	24 / 36.6
RANKER (DAUERBEGRÜNUNG)	92 / 91.6	72 /118.2
PARARENDZINA (DAUERBEGRÜNUNG)	50 / 93.5	41 / 90.5
AUENBODEN (DAUERBEGRÜNUNG)	95 / 85.1	151 /148.0

Abb. 56: Vergleich der Regenwurmbiomasse zwischen Rebzeile und Rebgasse.

7. Ökotoxikologische Belastungen für Regenwürmer in Weinbergen

7.1. Einführung

Der Begriff Ökotoxikologie wurde von TRUHAUT 1969 eingeführt und in einem Artikel im Jahre 1977 näher erläutert. Danach gilt für diesen Begriff folgende Definition:

> Die Ökotoxikologie beschäftigt sich mit den toxischen Auswirkungen von chemischen und physikalischen Agentien auf lebende Organismen, insbesondere auf Populationen und Gesellschaften innerhalb definierter Ökosysteme; dies beinhaltet die Transferwege dieser Agentien und ihre Interaktionen mit der Umwelt.

TRUHAUT weitete somit den Bereich der Toxikologie, der Wissenschaft, die sich mit den toxischen Auswirkungen von Giften auf individuelle Organismen beschäftigt, aus auf den sehr viel komplexeren Bereich der ökologischen Auswirkungen von Umweltchemikalien. Es wurde damit jedoch nicht eine neue Forschungsrichtung initiiert, sondern ein Wissenschaftsbereich neu benannt, in dem verschiedene interdisziplinäre Forschungsaktivitäten zusammengefaßt wurden, die dem gemeinsamen Ziel dienten, die ökologischen Auswirkungen von Umweltchemikalien zu untersuchen. Die Entwicklung der jungen Disziplin der Ökotoxikologie wurde wesentlich geprägt durch die klassischen Mutterdisziplinen, die mehr oder weniger stark dominierten und die in vielen Fällen dazu führten, daß das eigentliche Ziel ökotoxikologischer Forschung aus den Augen verloren wurde.
Dies gilt insbesondere für zahlreiche Testverfahren, die in den letzten Jahren im Rahmen ökotoxikologischer Forschung entwickelt wurden (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1982), und dabei sogar teilweise anhand von Testvorschriften ('OECD-test guidelines') standardisiert aber auch festgeschrieben wurden.
Ein Test zur Untersuchung des n-Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten einer Chemikalie ist kein ökotoxikologischer Test, sondern lediglich ein Verfahren zur Beschreibung der physiko-chemischen Eigenschaften einer Chemikalie. Der Test kann im angewandten Bereich, wie in der Ökotoxikologie, umweltrelevant genutzt werden, z.B., indem man den phvsikochemischen Parameter zur Interpretation von Verteilungsphänomenen heranzieht.
Dies gilt auch für die meisten Toxizitätstests, die im Rahmen der "Umweltverträglichkeitsprüfung" von Chemikalien entwickelt wurden. Ein "Regenwurmtest" oder ein "Daphnientest" ist und bleibt ein reiner Toxizitätstest, der sich von einem Testverfahren an der Ratte lediglich dadurch unterscheidet, daß der Testorganismus eine größere Umweltrelevanz besitzt. Ökotoxikologische Untersuchungen verlangen

daher immer nach einer umfassenderen Konzeption, in die je nach Problemstellung standardisierte Testverfahren mit einbezogen werden können.

Die Versuche, bestimmte Umweltprobleme aus ökotoxikologischer Sicht zu untersuchen, sind zahlreich und vielfältig. Im wesentlichen sind es jedoch immer zwei Aspekte, die als Ansatz den Untersuchungen zugrunde liegen:

1) der Verteilungs-Aspekt (tracer-aspect)
unter diesem Aspekt sind all jene Forschungsansätze zusammenzufassen, die sich primär mit der Verteilung und dem Schicksal einer Chemikalie in der Umwelt befassen. Hierzu gehören im einzelnen Untersuchungen
a) zur Produktionsmenge, die in die Umwelt gelangt,
zur Art des Anwendungsmusters und zur Art der Ausbringung.
b) zum Dispersionsverhalten, wobei hier neben den abiotischen Transportvorgängen auch die biotischen Prozesse der Bioakkumulation (Organismus/Umweltmedien) und Biomagnifikation (Anreicherung in Nahrungsketten) einzubeziehen sind. Die Dispersion beschränkt sich im biotischen nicht nur auf den Gesamtorganismus, sondern beinhaltet auch eine Betrachtung auf organologischer oder zellulärer Ebene.
c) zur Persistenz der Chemikalie, ihrem Abbau bzw. ihren Umwandlungen durch biotische und abiotische Reaktionen.

2) der Wirkungs-Aspekt (effect-aspect)
Hierunter versteht man all jene Forschungsansätze, die sich mit den direkten und indirekten Auswirkungen einer Umweltchemikalie befassen. Dazu gehören Untersuchungen:
a) zur akuten und subakuten Toxizität von Einzelorganismen und Populationen
b) zur Auswirkung der Störung von Wechselbeziehungen innerhalb einer Population aber auch innerhalb von Gesellschaften und Ökosystemausschnitten
c) zur Stabilität, Regeneration und Sukzession von Populationen, Gesellschaften und Ökosystemausschnitten.

Beide Aspekte zusammen ergeben die Grundlage für eine ökotoxikologische Schadensbewertung und Risikoabschätzung. Im einzelnen fanden sie jedoch schon Berücksichtigung in den ursprünglichen Mutterdisziplinen der Ökotoxikologie.
Dies gilt besonders für den Verteilungs-Aspekt, der seit Beginn der sechziger Jahre dieses Jahrhunderts immer stärker in den Mittelpunkt der öffentlichen Diskussion über Umweltverschmutzung geriet, nachdem man festgestellt hatte, daß die Verteilung von Substanzen globale Ausmaße annehmen kann. Es waren zunächst Erkenntnisse aus der Radioökologie, die die Problematik am radioaktiven "Fallout"

(aus oberirdischen Atombombenversuchen) aufzeigten (UNSCEAR 1972) sowie Untersuchungen an chlorierten Kohlenwasserstoffverbindungen, insbesondere dem DDT (EDWARDS 1973) und den Polychlorierten Biphenylen = PCB's (NESBIT und SAROFIM 1972). Es folgten später Erkenntnisse an Freon und ähnlich fluorierten Kohlenwasserstoffverbindungen (NASA 1977) und schließlich an vergleichbaren Phänomenen bei der Kohlendioxydproduktion (ROTTY 1979) und Oxiden des Schwefels und Stickstoffs aus Industrieemissionen mit dem Folgeproblem des "Sauren Regens" (WHELPDALE 1978, NRCC 1981, BOLIN und COOK 1983). Die Problematik des Verteilungsverhaltens von Chemikalien, ihrer Persistenz und möglichen Degradation, stand vorerst im Mittelpunkt ökotoxikologischer Betrachtung. Bereits im Jahre 1975 gab die amerikanische Umweltbehörde (EPA) eine umfassende Studie heraus (HOWARD et al. 1975), in der der damalige technische Wissensstand zur Bestimmung der Persistenz und verschiedener Degradationswege von Chemikalien in der Umwelt diskutiert wurde.
Diese Studie wurde im Jahre 1976 ergänzt durch eine weiter EPA-Studie (WITHERSPOON et al. 1976) die sich mit Testverfahren zur Bestimmung des Umweltverhaltens von Chemikalien beschäftigte, insbesondere ihrer Mobilität und ihrem späteren Verbleib und "Schicksal" ('environmental fate of chemicals'). Ausgehend von einer umfassenden Literaturanalyse (WILKINSON et al. 1974) ließen sich folgende Kategorien von Testverfahren unterscheiden:

- Labortests zur Bestimmung der Mobilität von Chemikalien in physikalischen Umweltkompartimenten, insbesondere zur Volatilität und zum Verhalten in Böden.
- Testverfahren zur Bestimmung des Umweltverhaltens von Chemikalien in "Labor-Ökosystemen"('laboratory microcosm studies')
- Testverfahren zur Bestimmung des Umweltverhaltens von Chemikalien im Freiland ('field tests').

Diese Einteilung behielt bis auf den heutigen Tag ihre Gültigkeit, weniger aus theoretischen Gründen als vielmehr aus praktischen Aspekten heraus, die sich an der Notwendigkeit einer Testhierarchie orientierten. Die Testhierarchie ergibt sich primär aus der Forderung nach kostengerechten Testverfahren, d.h. Testverfahren müssen eine den anfallenden Kosten entsprechende Effektivität aufweisen. Als allgemeine Kriterien für Dispersionsstudien läßt sich die Notwendigkeit, eine bestimmte Chemikalie zu untersuchen, aus dem Grad der Umweltverbreitung (flächenmäßig und quantitativ), der Toxizität, der Persistenz und der Löslichkeit in Lipiden und Wasser ableiten. Man kommt somit zu einer hierarchisch geordneten Präferenzliste von Chemikalien für die "Umweltverträglichkeitsprüfung". Ein anderer Gesichtspunkt orientiert sich an bestimmten Substanzgruppen, die gleiche

physiko-chemische Eigenschaften besitzen. Aus diesen Gruppen wird ein Stellvertreter ausgewählt, der als Repräsentant der Gruppe gilt und für Testverfahren eingesetzt wird. Die Gruppe der Repräsentanten ist primär gleichgeordnet und wird in einer Referenzchemikalienliste geführt.

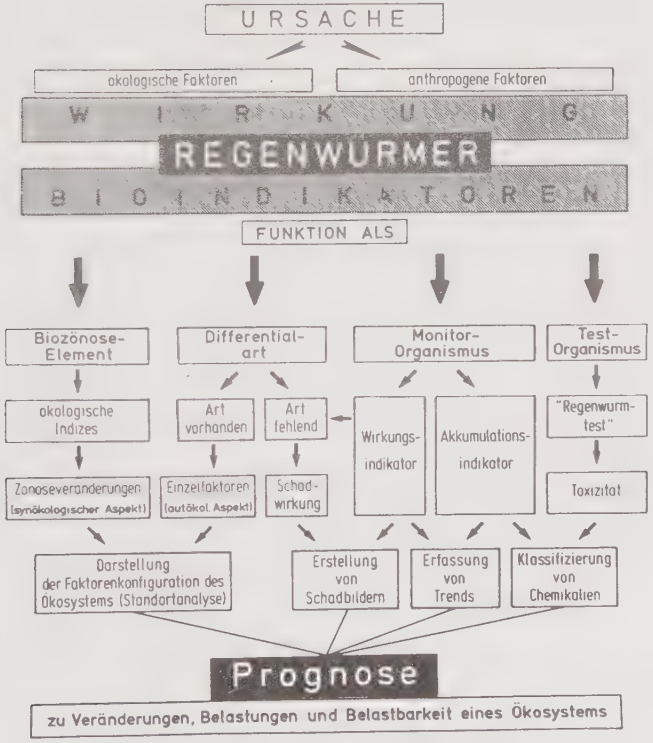


Abb. 57: Schema eines Bioindikatorkonzeptes bei Regenwürmern (nach KÜHLE 1983a).

Neben den mehr praktischen Überlegungen zur ökotoxikologischen Belastungsanalyse ist es notwendig, sich mit einigen theoretischen Aspekten zur Modellbildung in der Ökotoxikologie auseinanderzusetzen.

Ökosysteme und Teilausschnitte aus ihnen, wie z.B. der Boden, die Bodenfauna oder gar nur die Regenwurmgesellschaften, sind ein sehr komplexes System, das sich einer einfachen Analyse vollständig entzieht. Einzelne Teile des Systems sind in sich wiederum Systeme, so daß ein einzelnes System eingebettet ist in eine Hierarchie anderer Systeme. Die Systemhaftigkeit besteht darin, daß einzelne Kompartimenten des Systems durch ihre Interaktionen dem Gesamtsystem besondere, charakteristische Eigenschaften verleihen:
Das Ganze ist mehr als die Summe der Einzelkomponenten.
Erkenntnistheoretisch kann der Schwerpunkt der Betrachtung sich entweder mehr auf das Ganze beziehen (holistische Betrachtungsweise) oder auf eine Analyse der Einzelkomponenten und ihrer Beziehungen (Systemanalyse). Dabei bedient man sich gewöhnlich Modellen, die eine Abstraktion oder Vereinfachung des Systems darstellen.
HALL und DAY (1977) unterscheiden zwei Haupttypen von ökologischen Modellen, nämlich analytische Modelle und Simulationsmodelle. Während erstere durch ihr induktives Moment eine weite Verbreitung im Experimentalbereich finden, und somit der Beschreibung von kontinuierlichen Prozessen dienen, eignen sich letztere zur Beschreibung von Naturvorgängen nicht kontinuierlicher Art, wie wir sie häufig in Ökosystemen finden.
Obwohl beide Ansätze in der Theorie dazu dienen, unser Verständnis für ökologische Systeme und ihre Komponenten zu vertiefen und eventuelle Vorhersagen zu machen, werden sie in der Praxis für ganz unterschiedliche Fragen angewandt und dies mit einem vollständig unterschiedlichen mathematischen Ansatz.
Die mathematische Beschreibung der Modelle soll in den folgenden Abschnitten nicht im Mittelpunkt der Betrachtung stehen. Für die Grundlagen zur Systemökologie sei auf PATTEN (1971,1972) HALL und DAY (1977) und ODUM (1983) verwiesen.
Da für eine systemtheoretische Betrachtung weitgehend noch die Daten zu den einzelnen Kompartimenten des Weinbergs fehlen, beschränkt sich die vorliegende Untersuchung auf Modellansätze zur ökotoxikologischen Belastungsanalyse , die den Regenwurm in den Mittelpunkt stellen.

Es wir nicht primär die Frage aufgeworfen, welche Veränderungen im Weinbergsökosystem auftreten, wenn die Regenwurmpopulationen zunehmen bzw. abnehmen, sondern vielmehr die Frage, nach einer potentiellen Schädigung der Regenwürmer. Bei den

hierfür denkbaren Testverfahren steht entweder ein mehr empirisch orientierter analytischer Ansatz zur Verfügung oder ein mehr holistischer. KÜHLE stellte 1983 die unterschiedlich orientierten Modellansätze gegenüber (Abb.57)
Die holistisch orientierten Untersuchungen setzen als Grundlage eine genaue Beschreibung der Ist-Situation eines Untersuchungsstandortes voraus. Im Idealfall sollten die einzelnen Systemkomponenten, ihre Wechselbeziehungen, sowie die Eigendynamik und Regulation der Prozessabläufe durch ein Simulationsmodell mathematisch beschrieben werden. Da dieses Modell in der Praxis jedoch aufgrund fehlender Informationen nur unzutreffend funktionieren würde, sucht man sich einzelne Parameter mit indikativem Charakter, welche folgende Eigenschaften erfüllen mussen:

- sie müssen indikativ sein für allgemeine Bedingungen des Ökosystems
- sie müssen vergleichbar sein in verschiedenen Ökosystemen
- sie müssen relativ leicht und wiederholbar zu messen sein
- sie müssen Bezug haben zu Variablen in Modellstudien

Bei der Auswahl bestimmter Tierarten als Indikatorgruppen sollten zwei Gesichtspunkte im Vordergrund stehen:

1) Berücksichtigung von Differentialarten, d.h. Arten die aufgrund ihrer stenöken Lebensweise bestimmte Umweltbedingungen anzeigen. Voraussetzung hierfür ist eine genaue Kenntnis der ökologischen Lebensansprüche der einzelnen Arten.

2) Berücksichtigung von funktionell bedeutenden Arten bzw. Tiergruppen, die aufgrund ihrer Stellung und Dominanz Einfluß nehmen auf einzelne Prozessabläufe bzw. die diese wiederspiegeln aufgrund ihrer engen Bindung an die Prozesse.

KÜHLE (1983a) diskutiert die Bedeutung der Regenwürmer als Bioindikatoren aus beiden Gesichtspunkten.
Er zeigt auf, daß diese Tiergruppe besonders für den zweiten Gesichtpunkt, die quantitativen Aspekte, als Indikator geeignet ist. Zur Beschreibung der "Istzustände" bedient man sich synökologischer Methoden.

Will man Veränderungen im Ökosystem oder in einem Teilbereich wie der Regenwurmzönose bewerten, so sind bei einer holistischen Betrachtungsweise relativ schnell Grenzen gesetzt. Am einfachsten wird dies sichtbar, wenn man die "Ist-Stituation" verschiedener Standorte miteinander vergleicht. Kaum ein Standort gleicht dem anderen. Dies gilt nicht nur für die nutritiven, pedologischen oder mikroklimatischen Bedingungen, sondern auch für die toxischen Belastungen.
Die Klärung kausalanalytischer Beziehungen verlangt nach definierten Eingriffen, um die Reaktion des Systems (Stabilität, Sukzession und Regeneration) oder seiner

Teilkomponenten (z.B. der Regenwurmzönosen) zu erfassen.
Die Palette der experimentellen Ansätze reicht von Freilandversuchen mit geringfügiger Änderung des natürlichen Ökosystems bis zu stark standardisierten "Laborökosystemen", die in Umweltsimulatoren definierten Bedingungen ausgesetzt werden können. Je stärker das System standardisiert wird und je genauer die Eingriffe durchgeführt werden, um so exakter wird eine kausalanalytische Aussage ausfallen. Gleichzeitig geht die Standardisierung mit einem erheblichen Realitätsverlust einher.

Den holistisch orientierten Untersuchungen stehen rein experimentelle, kausalanalytische Untersuchungen gegenüber, bei denen einzelen funktionelle Prozesse der verschiedenen Kompartiemnte im Vordergrund stehen.
Die Art der Testverfahren, die denkbar sind, um die ökotoxikologische Belastung von Regenwürmern zu prüfen, soll kurz in Anlehnung an KÜHLE (1983c) erläutert werden:

> In der Ökotoxikologie entwickelte man in den letzten Jahren eine Reihe von Modellen zur Chemikaleinbewertung, die auf Testverfahren beruhen, bei denen bestimmte physiko-chemische Eigenschaften der Substanzen (Wasserlöslichkeit, Dampfdruck, Flüchtigkeitsrate, Hydrolyse, Photolyse etc.) sowie bestimmte Teilungskoeffizienten (Sorptions-Desorptionskoeffizient, Bodensorptionskonstante K_{OC}, n-Octanol/Wasser-Teilungskoeffizient, die reziproke Henry's Law-Konstante K_w(Wasser/Luft), Biokonzentrationsfaktoren (BCF) u.a.) standardisiert erfaßt werden ("OECD-Test-Procedures"). Diese Faktoren können dann zu einer "Profilanalyse" von Chemikalien (KORTE et al. 1978) herangezogen werden, die Hinweise liefert, wo eine chemische Substanz in der Umwelt verbleibt (Siehe auch MACKAY 1979, KLÖPFER et al. 1982). Eine schädigende Wirkung wird in diesen Modellen nicht angezeigt. Hierzu dienen vielmehr die verschiedensten Toxizitätstests, seien es monospezifische ("single species tests") oder polyspezifische ("multi species Tests").
>
> Bei den Regenwürmern gibt es eine ganze Reihe von Testverfahren mit nur einer Art. Dabei dominieren standardisierte Mortalitätstests, wie der OECD-Testvorschlag nach EDWARDS mit Eisenia foetida oder der Artisol-Test nach FERRIÈRE, FAYOLLE und BOUCHÉ (1981). Bei Toxizitätstests auf der Populationsebene bezieht man andere Populationsparameter mit ein, wie z.B. die Kokonentwicklungsdauer und -schlüpfrate, das Größenwachstum, die Dauer bestimmter Entwicklungsphasen, aber auch Anpassungsstrategien auf Populationsebene wie die kompensatorische Sterblichkeit u.a.

Schließlich gibt es noch Testverfahren auf physiologischer oder biochemischer Ebene (Änderung der Respirationsrate oder des Regenerationsvermögens etc.), die auch im subletalen Bereich sensibel sind. Theoretisch denkbar, jedoch bisher noch nicht realisiert, sind Testverfahren mit mehreren Regenwurmarten, wobei die Koexistenz als Maßstab herangezogen wird. Dabei müßten bei Arten gleicher ökologischer Lebensformtypen Veränderungen der interspezifischen Konkurrenzverhältnisse zur Indikation dienen. Bei Arten verschiedener ökologischer Kategorien beruht die Indikation auf einer wechselseitigen Abhängigkeit, wobei die Schädigung einer Art die Sekundärschädigung der anderen zur Folge hat.

Grundlage für die Bewertung der Gefährlichkeit einer Chemikalie ist neben der Kenntnis ihrer toxischen Wirkung ihr Akkumulations- und Retentionsverhalten im Gesamtorganismus und in den verschiedenen Organen, sowie das Vorliegen von Mechanismen bzw. Möglichkeiten einer Biodegradation und Detoxifikation. Von zentraler Bedeutung ist dabei auch der Grad der Kontamination, der bei Akkumulationstests als Totalkontamination vorliegt. Unter natürlichen Bedingungen liegt jedoch in terrestrischen Systemen ein Verteilungsgradient im Boden vor, der einmal durch die physiko-chemischen Eigenschaften der Chemikalie bedingt sein kann, zum anderen aber auch durch eine biogene Verschleppung z.B. durch Regenwürmer. Bei der Modellbildung muß die Kontaminationswahrscheinlichkeit mitberücksichtigt werden, so daß die Bioakkumulation auch hier eine Korrektur erfährt.

Von den aufgeführten Testverfahren zur Beurteilung der ökotoxikologischen Belastung von Regenwürmern im Weinberg werden folgende Tests angewandt:

1) Testverfahren zur Beurteilung der Dispersion von Referenzchemikalien aufgrund ihrer physiko-chemischen Eigenschaften (NATEC-Test).

2) Testverfahren zur Beurteilung der Dispersion von Referenzchemikalien durch Regenwürmern

3) Testverfahren zur Beurteilung der Bioakkumulation in Regenwürmern unter folgenden Kontaminationsbedingungen:

   - Totalkontamination
   - Teilkontamination (definierte Oberflächenkontamination)
   - Kontamination in einem umweltsimulierenden Laborökosystem (NATEC-'microcosm test')

4) Testverfahren zur Beurteilung der akuten Toxizität von Weinbergchemikalien auf Regenwürmer ('single species tests' unter Berücksichtigung der Mortalität).

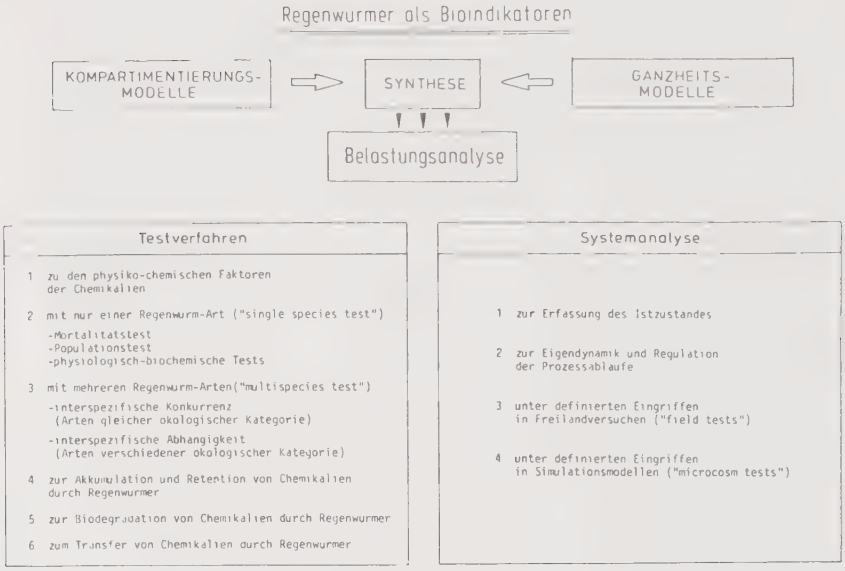


Abb. 58: Modellansätze zu einer ökotoxikologischen Belastungsanalyse durch Regenwürmer als Bioindikatoren. (nach KÜHLE 1983c)

7.2. Untersuchungen zur Beurteilung der Regenwurmtoxizität von Pflanzenbehandlungsmitteln des Weinbergökosystems

7.2.1. Der Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln im Weinbergökosystem

Wie bereits im Kapitel 2.4.8. erwähnt, ist die Rebmonokultur durch eine Reihe von Schädlingen und Krankheiten gefährdet. Hiervon weiß bereits das Alte Testament zu berichten, wenn es dort heißt: "Weinberge wirst Du pflanzen und bauen, aber keinen Wein trinken noch lesen, denn die Würmer werdens verzehren", (Moses V. 28,39). Dieser Hinweis auf einen erbitterten Rebenfeind den "Heu"- und "Sauerwurm" (die Larvalstadien der beiden Traubenwickler-Arten Clysia ambiguella Hb. und Lobesia botrana Schiff.), aber auch auf andere Schädlinge taucht ebenfalls in späteren Schriften auf. So berichten mittelalterliche Chroniken des frühen 15. Jahrhundert, daß es damals schon zu Massenkalamitäten kam, denen der Mensch nur hilflos zusehen konnte. Welche Mittel man in früheren Zeiten kannte, um die Schädlinge und Krankheitserreger vom Weinstock fernzuhalten, ist wenig bekannt, aber es ist anzunehmen, daß in Europa bereits die Minoer sowohl direkte als auch indirekte Methoden kannten.

Die Bedeutung des Pflanzenschutzes im Weinanbau der Alten Welt erhielt in der Mitte des vorigen Jahrhunderts eine völlig neue Dimension als aus Nordamerika Rebschädlinge und -krankheiten eingeschleppt wurden, an die die Sorten der europäischen Rebe Vitis vinifera nicht angepaßt waren. Hierzu gehörte vor allem die Reblaus Viteus vitifolii (Fitsch 1855), die 1865 erstmals in Frankreich auftauchte und dort die Weinberge fast völlig vernichtete. Auf die Rheinischen Weinanbaugebiete griff sie 1874 über und wählte den Annaberg bei Bonn zu ihrem ersten Angriffsziel. Hier breitete sie sich nur sehr langsam aus, weil in Deutschland sehr strenge Quarantänebestimmungen herrschten und man aufgrund der Reblausgesetze von 1875, 1883 und 1904 Reblausherde durch radikale Rodungen der Weinberge vernichtete. Chemische Bekämpfungsmethoden führten eher zur Schädigung der Reben als zur Einschränkung der Reblaus und erst die indirekte Bekämpfung des Schädlings durch Freigabe des Pfropfrebenbaus (ab 1925) bannte die Gefahr.

Ebenfalls aus Nordamerika eingeführt, gehören die Pilzkrankheiten Peronospora (falscher Mehltau, Plasmopara viticola Berl. et de Toni) und Oidium (Echter Mehltau, Uncinula necator Burr.) auch heute noch mit zu den gefährlichsten Rebkrankheiten. Ihre Bekämpfung führte zu einem regelmäßigen Einsatz fungizider Chemikalien, wobei früher gegen Peronospora kupferhaltige Praparate (Kupfervitriolkalkbrühe und Kupferoxychloride) vorherrschten, die heute weitgehend durch organische Fungizide ersetzt werden. Hinzu kommt gegen Oidium der Einsatz von Schwefel , der meist als Netzschwefel ausgebracht wird. Die dritte für Mitteleuropa bedeutende Pilzerkrankung, der Grauschimmel (Botrytis cinerea Persoon), kam ursprünglich bereits in Europa vor. Seine Bekämpfung erweist sich auch heute noch als ausgesprochen schwierig, zumal fungizidresistente Formen ausgebildet werden können. Neben den klassischen Mitteln, die versuchen über eine Härtung der Blattoberfläche das Eindringen des Pilzes zu verhindern, wurden in den letzten beiden Jahrzehnten spezielle organische Fungizide entwickelt (Spezialbotrytizide mit den Wirkstoffen Dicylidin, Glycophen und Vinchlozolin), die bei starkem Befall zum Einsatz kommen.

Der Einsatz von Insektiziden gegen tierische Schädlinge der Rebe hat nach dem Zweiten Weltkrieg einen großen Wandel erfahren als die modernen Insektizide (Chlorierte Kohlenwasserstoffe, Cyclodien-Insektizide, Organophosphorverbindungen und Carbamate) die alte Generation der Anorganischen Verbindungen (Quecksilber, Thallium, Antimon, Selen, Fluor und vor allem Arsen) ablösten. Gegenüber dem Fungizideinsatz spielt die Anwendung insektizider Chemikalien im mitteleuropäischen Raum eine nachgeordnete Rolle. Dies ist vor allem bedingt durch die hier herrschenden klimatischen Verhältnisse mit gemäßigten warmen und feuchten Sommern, die das Auftreten von Pilzerkrankungen fördern, die Massenvermehrung von Insekten dagegen teilweise verhindern. Dieses Phänomen steht im Gegensatz zu den Weinanbaubedingungen im Mittelmeerraum, wo während der trocken-heißen Vegetationsperiode Pilzerkrankungen kaum auftreten, dagegen Insektenkalamitäten im Vordergrund stehen. Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf die Verhältnisse im mitteleuropäischen Raum, und hier insbesondere auf die deutschen Weinanbaugebiete, wenngleich ökotoxikologische Aussagen allgemeiner Art übertragbar sind.

Will man den Grad der ökotoxikologischen Belastungen der Regenwürmer im Weinbergökosystem aufgrund von Freilanduntersuchungen beurteilen, so muß man grundsätzlich feststellen, daß es nicht möglich ist, die Belastungsgeschichte eines Standortes nachzuvollziehen. Dies gilt bereits schon für einzelne Flächen eines Betriebes, umso mehr gar für eine Weinbergslage, einen Bereich oder ein ganzes Anbaugebiet. Vereinzelt findet man in größeren Weingütern oder in Staatsdomänen langfristigere Aufzeichnungen über den Einsatz von Chemikalien. Diese geben aber weniger quantitativ die sich historisch entwickelte Belastungssituation einer Parzelle wieder als vielmehr ein Abbild qualitativer Art über den Verbrauch einer oder mehrerer bestimmter Substanzen.

Da es keine Buchführungs- oder Meldepflicht für die Ausbringung von Pflanzenbehandlungsmitteln gibt, ist man bei großflächigen Erhebungen auf Schätzungen angewiesen. Zur Beurteilung regionaler Besonderheiten könnten Angaben über den regionalen Absatz der einzelnen Mittel von großem Nutzen sein. Leider wird es von den Herstellern aus wettbewerbsbedingten Gründen abgelehnt, Auskünfte hierüber zu erteilen. Ein anderer Weg, Informationen über den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln im Weinberg zu erhalten, ist die repräsentative Umfrage bei einzelnen Winzern. Auch hierzu gibt es bisher kaum umfangreichere Erhebungen.
LÖTTGEN (1979) machte erstmals den Versuch, aus verschiedenen Weinanbaugebieten Daten zu erfassen und miteinander zu vergleichen. Er weist zu Recht darauf hin, wie schwierig es ist, den repräsentativen Wert einer Erfassung sicherzustellen wenn man Betriebsgröße, Betriebsstruktur und Parzellierung sowie Anbauweise, Rebsorte und Standortbedingungen weitgehend vernachlässigen muß. Aus seinem Datenmaterial lassen sich dennoch wertvolle Erkenntnisse ableiten:

In den deutschen Weinanbaugebieten werden praktisch alle Flächen in irgendeiner Weise mit Fungiziden und Insektiziden und etwa 50 - 60 % der Flächen mit Herbiziden behandelt. Dabei wird auf der weinbaulich genutzten Fläche von etwa 100 000 ha, d.h. auf 0.7 % (bzw 0.4 %) der landwirtschaftlich genutzten (bzw. Gesamt-) Fläche der Bundesrepublik Deutschland, mehr als 50 % aller in der Bundesrepublik verwendeten Fungizide und etwa 15 - 20 % aller Insektizide ausgebracht.

Durch die Tatsache, daß der Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln systembedingt mit dem Weinberg verbunden ist, ergibt sich das Problem, daß geeignete unbelastete Kontrollflächen nicht zur Verfügung stehen. Die Bewertung der ökotoxikologischen Belastungen besteht daher nicht in einem Vergleich eines Weinbergs, der chemisch belastet ist, mit einem unbehandelten Weinberg, sondern eher in einer Bewertung graduell unterschiedlicher Belastungszustände bei annähernd gleicher Belastungsgeschichte.

Dadurch ergibt sich die Frage, was als normale Belastungssituation anzusehen ist und in welchem Rahmen graduelle Unterschiede vorliegen können. Zwangsläufig führt dies zu der Forderung nach einer detaillierten Erhebung über den Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln.
Solange es nur um den Vergleich von verschiedenen Parzellen oder eventuell von Standorten geht, läßt sich diese Erhebung meist noch direkt bei den Winzern durchführen soweit sie Aufzeichnungen zum Rebschutz machen. Will man darüber hinaus Aussagen treffen inwiefern für eine bestimmte Region "typische" Verhältnisse vorliegen, so kann allein durch die Auswahl repräsentativer Betriebe ein erhöhtes Maß an Ungenauigkeit auftreten.
LÖTTGEN (1979) zeigte auf, daß die Darstellung auf regionaler Ebene durch eine integrierte Aufarbeitung der Absatzdaten von Vertriebsorganisationen und Industrie erfolgen könnte. Dies scheitert jedoch an den Wettbewerbsinteressen der einzelnen Unternehmen, die einen Einblick in ihre Absatzsituation nicht gewähren.
Die von LÖTTGEN (1979) dargestellten Unterschiede der einzelnen Weinanbaugebiete können aufgrund der uneinheitlichen Datenerfassung nicht als repräsentativ angesehen werden. Dagegen läßt sich aus dem Gesamtdatenmaterial eine Aussage machen, die folgende für eine ökotoxikologische Betrachtung wichtigen Informationen enthält:

- durchschnittliche Aufwandmenge (kg/ha) pro Applikation
- maximal beobachtete Aufwandmenge (kg/ha) pro Applikation
- durchschnittliche Anzahl der Applikationen während der Vegetationszeit
- maximal beobachtete Anzahl der Applikationen während der Vegetationszeit
- Summe der durchschnittlichen Aufwandmenge (kg/ha/Jahr)
- Summe der maximalen Aufwandmenge (kg/ha/Jahr)

Die entsprechenden Daten sind in Tab. 16 für die wichtigsten Pflanzenbehandlungsmittel aufgeführt, wobei hier nur Fungizide und Insektizide berücksichtigt werden. Aus diesen Angaben ergeben sich vier verschiedene Reihenfolgen, die geordnet sind nach durchschnittlicher und maximaler Aufwandmenge pro Applikation und durchschnittlicher und maximaler Aufwandmenge pro Jahr (Abb. 59-62).
Die für den Weinbau in der Bundesrepublik Deutschland von der Biologischen Bundesanstalt zugelassenen Pflanzenbehandlungsmittel sind dem BBA-Pflanzenschutzmittelverzeichnis 1985 Teil 3 (Weinbau) zu entnehmen. Es handelt sich dabei im wesentlichen um 18 Fungizidwirkstoffe, um 27 Wirkstoffe der Insektizide und Akarizide, um 4 nematizide Wirkstoffe und um 19 Wirkstoffe der Herbizide, also um insgesamt 68 Wirkstoffe.

Von diesen zugelassenen Wirkstoffen gelangen einige nur vereinzelt und sehr stark lokal begrenzt zum Einsatz, so daß sie für die folgenden Betrachtungen nicht berücksichtigt werden müssen. Die im deutschen Weinbau bedeutenden Pflanzenbehandlungsmittel sind im Anhang mit näherer Charakterisierung aufgeführt:

Fungizide

Unter den Fungiziden dominiert eindeutig der Netzschwefel hinsichtlich seiner Aufwandmenge (kg/ha) pro Applikation sowie der Gesamtaufwandmenge pro Jahr. Ihm folgen eine Reihe von Phthalimid-Derivaten (Captan, Folpet) und Thiocarbamaten (Propineb, Mancozeb) sowie das anorganische Fungizid Kupferoxychlorid. Die Spezialbotrytizide Vinclozolin, Glycophen und Procymidox folgen im Bereich mittlerer Aufwandmenge zusammen mit dem Schwefelsäurediamid Dichlofluanid. Das Phthalimid-Derivat Captafol liegt dagegen im unteren Bereich der durchschnittlichen und maximalen Aufwandmenge/Jahr.

Von den kupferhaltigen Fungiziden spielt die Kupfervitriolkalkbrühe heute praktisch keine Rolle mehr.

Bei den organischen Metallverbindungen sind nur noch die Metallverbindungen der Dithiocarbamidsäure (Thiocarbamate) von Bedeutung, wobei die älteren Wirkstoffe Zineb, Maneb, Ziram und Ferbam in der Anwendung praktisch verschwunden sind.

Bei den Spezialbotrytiziden fehlt seit 1974 weitgehend der Einsatz der Benzimidazole (Benomyl, Cercobin, Derosal), die nach dem Auftreten resistenter Botrytisstämme nicht mehr zugelassen wurden.
Abb. 61 und Abb. 62 zeigen deutlich die Unterschiede zwischen der durchschnittlichen und der maximalen Aufwandmenge pro Applikation bzw. pro Jahr, wobei ein Faktor vom 2 bis 5-fachen nicht selten ist. Dies ist für die Beurteilung der ökotoxikologischen Situation im Weinbergökosystem von großer Bedeutung.

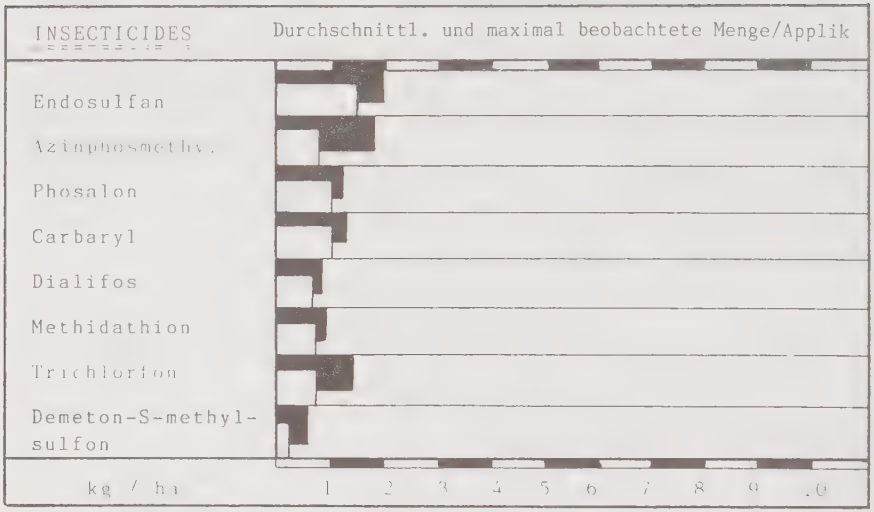


Abb. 59: Durchschnittliche und maximal beobachtete Aufwandmenge pro Applikation von Insektiziden im Weinbergökosystem

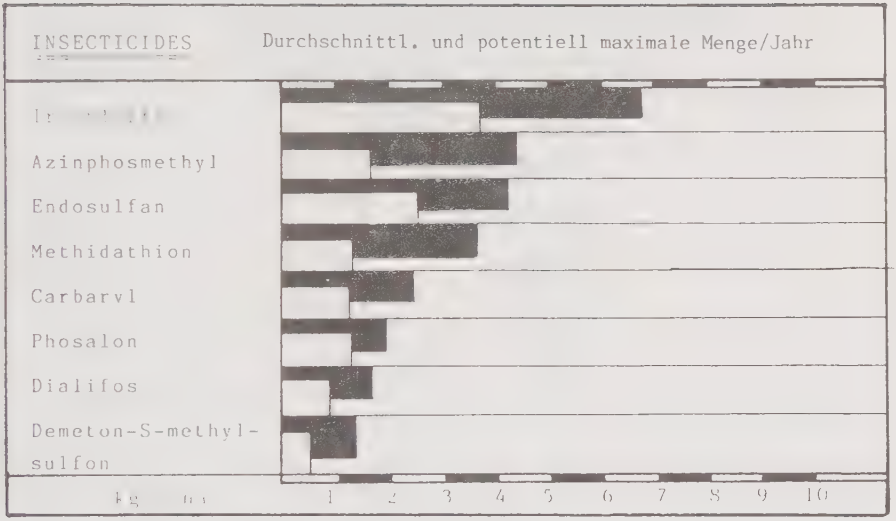


Abb. 60: Durchschnittliche und maximal beobachtete Aufwandmenge pro Jahr von Insektiziden im Weinbergökosystem

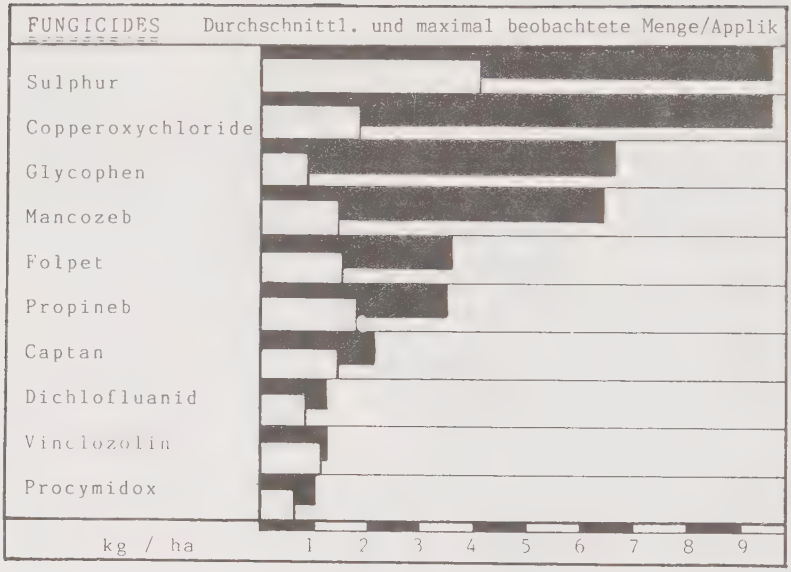


Abb. 61: Durchschnittliche und maximal beobachtete Aufwandmenge pro Applikation von Fungiziden im Weinbergökosystem

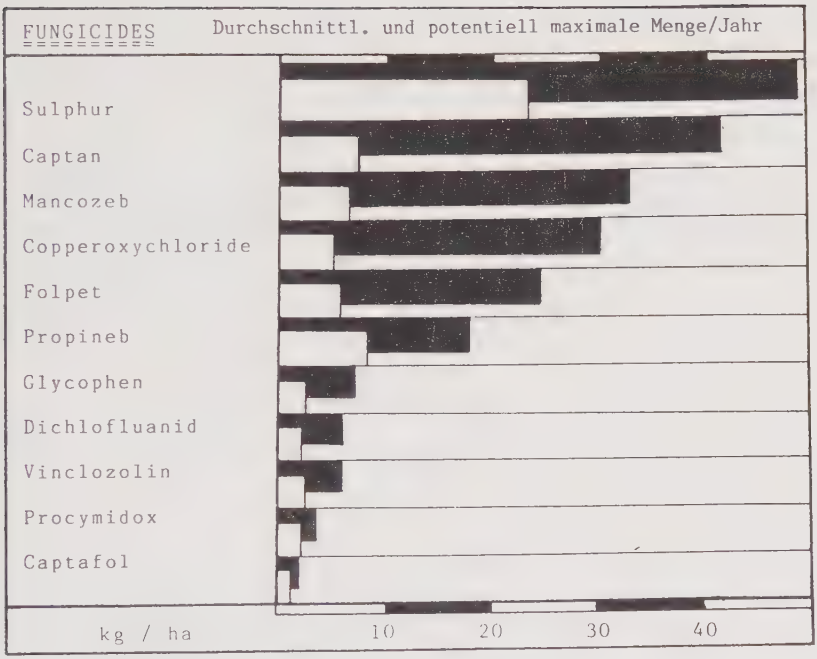


Abb. 62: Durchschnittliche und maximal beobachtete Aufwandmenge pro Jahr von Fungiziden im Weinbergökosystem

Insektizide und Akarizide

Bis zum Beginn des Zweiten Weltkrieges waren im mitteleuropäischen Weinbau überwiegend anorganische Insektizide im Gebrauch (Quecksilber, Thallium, Antimon, Selen, Fluor und Arsen). Die hohe Stabilität dieser Stoffe, die hiermit verbundene Rückstandsproblematik sowie die relativ große Humantoxizität, insbesondere des Arsens, führten in Deutschland zum gesetzlichen Verbot des Einsatzes als Insektizid.

Die Anwendung chlorierter Kohlenwasserstoffe gewann anfangs zwar an Bedeutung, erreichte aber nie das Ausmaß wie im forstlichen Bereich oder im Erwerbsobstbau. Heute spielt lediglich ein Cyclodien-Insektizid im deutschen Weinbau eine bedeutende Rolle, nämlich Endosulfan, während das Cyclodien Aldrin, der DDT-Abkömmling Dicofol sowie das Hexachlorcyclohexan Lindan weit zurücktreten. Dagegen dominieren heute die Organophosphorverbindungen, vor allem Azinphosmethyl, häufig in Kombination mit Demeton-S-methylsulfon, Methidathion, Phosalon, Trichlorphon und Dialifos.
Von den Carbamaten nimmt lediglich Carbaryl eine bedeutendere Rolle ein, wobei es häufig mit der Organophosphorverbindung Dioxathron oder dem Diphenyl-Sulphon Tetradifon kombiniert wird ("Embit" bzw. "KWP 61").

Nematizide

Der Einsatz von Nematiziden beschränkt sich im wesentlichen auf Rebschulen und Rebneuanlagen. Dabei kommt neben dem Carbamat Aldicarb vor allem Dichlorpropen zum Einsatz, häufig in Kombination mit Dichlorpropan und Methylisothiocyanat. Der spezielle Einsatz dieser Mittel, insbesondere hinsichtlich der Ausbringungsmethoden und der begrenzten Ausbringungsfläche bedarf einer gesonderten Betrachtung aus ökotoxikologischer Sicht. Da hierbei generell die Gesamtproblematik der "Bodenentseuchung" angesprochen ist, würde eine Diskussion dieser Problematik den Rahmen der vorliegenden Arbeit weit überschreiten und soll daher nicht weitergeführt werden.

Herbizide

Die chemische Unkrautbekämpfung im Weinbau, sei es als Ganzflächenbehandlung oder nur als Unterstockbehandlung, ist primär Teil eines speziellen Bodenpflegekonzeptes und erst sekundär Teil des Rebschutzes.
Die Auswirkungen auf die Regenwurmpopulationen, die durch das "Offenhalten" des Weinbergbodens bedingt sind, werden im Kapitel 6.3. behandelt, während das Kapitel 7.2.4. die toxikologischen Aspekte berücksichtigt.

Unter den sogenannten "Vorauflaufmitteln" (Ausbringung bis Ende März) spielt der Kalkstickstoff, die Harnstoffderivate Afalon und Aresin sowie die Benzonitrile Casoron und Prefix eine Rolle.
Bei den "Nachauflaufmitteln" (Ausbringung während der Vegetationszeit) dominieren Amitrol-Präparate, neben Simazin, Phenoxycarbonsäure-Derivaten (MCPA,MCPP), Oxadiazon und Glyphosate wobei diese sehr häufig als Mischpräparate eingesetzt werden, in denen auch 2,4,5-T und Atrazin vorhanden sein kann. Für den kurzfristigen Einsatz werden als Ätzmittel Dipyridilium-Derivate ('Reglone'=Deiquat und 'Gramoxone'=Paraquat) verwendet.
Über den flächen- und mengenmäßigen Einsatz dieser Herbizide im deutschen Weinbau liegen kaum Informationen vor. LÖTTGEN (1979) schätzt den mit Herbiziden behandelten Flächenanteil auf 50 - 60 % der gesamten Rebfläche.

TAB. 16 : AUFWANDMENGEN DER PESTIZIDE IM WEINBERGÖKOSYSTEM (KG/HEKTAR)

	BBA	APPLIKATIONSMENGE		APPLIKATIONSHÄUFIGKEIT		SUMME	
	(2500 l/ha)	X	X_{MAX}	N	N_{MAX}	SUM	SUM_{MAX}
CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE							
ALDRIN	375mg/Stock	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DICOFOL	0.8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
ENDOSULFAN	2.0	1.48	1.97	1.5	2	2.47	3.95
LINDAN	225mg/Stock	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
ORGANOPHOSPHATE							
ACEPHAT	1.25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
AZINPHOSMETHYL	1.25	0.76	1.78	2.2	7	1.58	4.35
DEMETON-S-METHYLSULFOXID	0.38	0.23	0.53	2.2	7	0.47	1.31
DIALIFOS	1.08	0.68	0.86	1.2	2	0.81	1.68
DIMETHOAT	10.0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
METHIDATHION	1.0	0.74	0.80	1.6	3	1.27	3.6
PARATHION	0.45	0.30	0.59	2.0	3	0.72	1.08
PHOSALONE	1.15	1.08	1.20	1.1	2	1.22	1.92
CARBAMATE							
CARBARYL	1.4/1.88	0.95	1.20	1.2	2	1.19	2.40
CARBOFURAN	500mg/Stock	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
METHOMYL	1.0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

NEMATIZIDE							
ALDICARB	5.0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DICHLORPROPAN	500.0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DICHLORPROPEN	300.0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
METHYLISOTHIOCYANAT	127.0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
FUNGIZIDE							
CAPTAFOL	0.9/1.8	0.50	0.72	3	3	1.46	2.16
CAPTAN	2.5	1.42	2.15	5	18	7.51	41.45
DICHLOFLUANID	1.25	0.84	1.25	2.4	6	2.19	6.0
DINOCAP	0.35	0.30	0.30	1	1	0.3	0.3
FOLPET	1.8/2.5	1.53	3.60	3.6	8	5.5	24.0
IPRODION/GLYCOPHEN	1.88	0.89	6.60	2.9	6	2.51	6.95
KUPFEROXYCHLORID	4/5.8-6.0	1.76	9.60	2.3	8	5.13	30.0
MANCOZEB	4.0	1.43	6.40	4.7	18	6.06	33.7
METIRAM	4.0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
NETZSCHWEFEL	15.0	4.12	9.60	5.8	12	23.33	48.0
PROCYMIDONE	0.95	0.67	1.00	3.8	9	2.3	3.75
PROPINEB	3.5	1.85	3.50	4.2	6	8.25	17.9
THIRAM	4.13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
TRIADIMEFON	0.06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
VINCLOZOLIN	1.25	1.05	1.10	3.0	5	3.15	6.0

HERBIZIDE

AMITROL (4.0), ATRAZIN (2.25), CALCIUMCYANAMID (165.), CYANAZIN (2.25), DALAPON (4.0), DEIQUAT (1.0), DICHLOBENIL (8.0), DIURON (3.6), FLUAZIFOP-BUTYL (1.0), GLYFOSINAT (1.0), LINURON (2.0), M C P A (2.0), MECOPROP (2.25), METHABENZTHIAZURON (2.0), 2,4,5-T (1.20) PARAQUAT(0.6), SIMAZIN (2.5), TERBACIL (0.9), TERBUMETON (2.6), TERBUTHYLAZIN (2.6),

7.2.2. Die physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen

Zur Beurteilung des Disperionsverhaltens von Chemikalien ist eine Kenntnis der physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen von großer Bedeutung. KORTE et al. (1978) empfehlen die Erstellung von Prioritätslisten der Chemikalien nach ihren Eigenschaften für eine ökotoxikologische Profilanalyse. In Tab. 17 wird eine Übersicht über die physiko-chemischen Eigenschaften der Weinbergchemikalien gegeben. Die Daten beruhen auf Angaben von KENAGA und GORING (1980) und beruhen teilweise auf Schätzungen.

TAB. 17 : DIE PHYSIKOCHEMISCHEN EIGENSCHAFTEN DER WEINBERGCHEMIKALIEN

	WASSER-LÖSLICHKEIT (PPM)	BODEN-ADSORPTION	BIOKONZENTRATIONS-FAKTOR	P O/W (LOG)
CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE				
ALDRIN	0.013	47 600 (410)	7 160	-
DICOFOL	-	-	-	-
ENDOSULFAN	1	4 400	618	4.00
LINDAN	0.150	12 400 (911)	1 800	-
ORGANOPHOSPHATE				
ACEPHAT	650 000.0	3	0.3	-
AZINPHOSMETHYL	33.0	638	86	3.18
DEMETON-S-METHYLSULFOXID	3 300.0	51	6	2.07
DIALIFOS	0.18	11 000	1 625	-
DIMETHOAT	-	-	-	
METHIDATHION	240.0	210	28	2.69
PARATHION	24.0	760	100	3.26
PHOSALONE	10.0	1 200	167	3.46
CARBAMATE				
CARBARYL	120.0 (40)	314 (570)	41 (77)	2.87
CARBOFURAN	415.0	160	21	-
METHOMYL	10 000.0	28 (160)	3	-

NEMATIZIDE

ALDICARB	7 800.	32	4	-
DICHLORPROPAN	2 700.	57	[illegible]	[illegible]
DICHLORPROPEN	2 800.	55	[illegible]	[illegible]
METHYLISOTHIOCYANAT	7 600.	32	[illegible]	[illegible]

FUNGIZIDE

CAPTAFOL	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
CAPTAN	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
DICHLOFLUANID	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
DINOCAP	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
FOLPET	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
IPRODION/GLYCOPHEN	[illegible]	[illegible]	-	[illegible]
KUPFEROXYCHLORID	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
MANCOZEB	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
METIRAM	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
NETZSCHWEFEL	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
PROCYMIDONE	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
PROPINEB	> [illegible]	< [illegible]	< [illegible]	< [illegible]
THIRAM	[illegible]	[illegible]	-	-
TRIADIMEFON	[illegible]	[illegible]	[illegible]	-
VINCLOZOLIN	1 [illegible]	[illegible]	11	2,36

HERBIZIDE

AMITROL	-	[illegible]	[illegible]	[illegible]
ATRAZIN	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
CALCIUMCYANAMID	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
CYANAZIN	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
DALAPON	302 [illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
DEIQUAT	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
DICHLOBENIL	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
DIURON	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
FLUAZIFOP-BUTYL	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
GLYFOSINAT	12 [illegible]	[illegible]	[illegible]	-
LINURON	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
M C P A	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
MECOPROP	[illegible]	[illegible]	-	[illegible]
METHABENZTHIAZURON	[illegible]	[illegible]	[illegible]	-
2,4,5-T	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
PARAQUAT	1000 [illegible]	[illegible]	[illegible]	-
SIMAZIN	[illegible]	[illegible]	[illegible]	-
TERBACIL	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
TERBUMETON	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
TERBUTHYLAZIN	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]

7.2.3. Allgemeine toxikologische Eigenschaften der Weinbergchemikalien

Die toxikologischen Eigenschaften der Substanzen sind vornehmlich am Zielorganismus ausgerichtet (Insektizide, Akarizide, Nematizide, Fungizide, Herbizide). Über die Wirkweise der Substanzgruppen, insbesondere bezüglich des Zielorganismus berichten zahlreiche Arbeiten, sowie einschlägige Monographien (z.B. CORBETT 1974, FEST und SCHMIDT 1973, GUENZI 1974, KUHR und DOROUGH 1976, MATSUMURA 1975). Eine Klassifizierung kann auch nach der Toxizität für Warmblüter und damit auch für den Menschen vorgenommen werden. Die Angaben hierzu beruhen meistens auf Toxizitätstests mit Ratten, wobei die LD_{50} per os - Werte Ratte in mg/kg angegeben sind. Tab. 18 gibt einen Überblick über die Warmblütertoxizität der wichtigsten Weinbergchemikalien. Die Angaben beruhen auf den BASF-Datensammlungen von ADOLPHI (1975) für Insektizide und POMMER (1978) für Fungizide.

TAB. 18 : ALLGEMEINE TOXIKOLOGISCHE DATEN DER WEINBERGCHEMIKALIEN

	WARMBLÜTER-TOXIZITÄT (LD50:mg/kg Ratte per os)	BIENEN-TOXIZITÄT	FISCH-TOXIZITÄT	SONSTIGES
CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE				
ALDRIN	54-67	B1	C	W2, II.
DICOFOL	680-810	B4	C	II
ENDOSULFAN	40-50	B4	C	II
LINDAN	125-200	B1	A	II
ORGANOPHOSPHATE				
ACEPHAT	866-945	B1		
AZINPHOSMETHYL	15-25	B1	C	II
DEMETON-S-METHYLSULFOXID	65-75	B1	C	II
DIALIFOS	53-97	B4	A	II
DIMETHOAT	250-380	B1	C	II
METHIDATHION	25-48	B1	A	II
PARATHION	9-24	B1	C	II
PHOSALONE	120-135	B4	C	II
CARBAMATE				
CARBARYL	500-850	B1	C	W1 II
CARBOFURAN	8-14	B4	A	W2 II
METHOMYL	17-24	B1		W2 II
NEMATIZIDE				
ALDICARB	0.5 - 0.9	B1	A	W1 II
DICHLORPROPAN DICHLORPROPEN	250-500	B3	A	W1 II
METHYLISOTHIOCYANAT	97-175	B3	A	W1 II
FUNGIZIDE				
CAPTAFOL	4600	B4	A	II
CAPTAN	9000	B4	A	II
DICHLOFLUANID	500-2500	B4		II
DINOCAP	-1200	B4	A	II
FOLPET	10000	B4	A	II
IPRODION/GLYCOPHEN	3500	B4		II
KUPFEROXYCHLORID	n.t.	B4	A	II
MANCOZEB	8000	B4	A	II
METIRAM	10000	B4		
NETZSCHWEFEL	n.t.	B4		
PROCYMIDONE	7500	B4	A	II
PROPINEB	8500	B4	A	II
THIRAM	375-865	B4		
TRIADIMEFON	363-568	B4		
VINCLOZOLIN	10000	B4		

7.2.4. Untersuchungen zur Regenwurmtoxizität ausgewählter Pflanzenbehandlungsmittel des Weinbergs

Aufgrund der EG-Richtlinie des Rates vom 18. September 1979 zur sechsten Änderung der Richtlinie 67/548/EWG zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe (79/831/EWG veröffentlicht im Amtsblatt der EG, Nr. L 259/10-259/28 vom 15.10.1979) wurde am 1. Januar 1981 das Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz-ChemG) verabschiedet. Entsprechend Anhang VIII der EG-Richtlinie sowie § 10 Abs. 1 ChemG sind für die Prüfung und Anmeldung neuer Stoffe eventuell auch zusätzliche Prüfnachweise zu Wirkungen auf eine Regenwurmart vorzulegen. Die Richtlinien für einen solchen Toxizitätstest wurden am 31.05.1984 von der "Ad hoc Arbeitsgruppe 'Regenwurmtest' der Biologischen Bundesanstalt" festgelegt und führten zum Toxizitätstest (LC 50,14 Tage) am Regenwurm Eisenia fetida (Savigny) 1926 in einem künstlichen Bodensubstrat. Diese Richtlinie ist weitgehend identisch mit dem EG-Testvorschlag zur "EEC test guideline 'Toxicity for Earthworms; Artificial Soil Test", die unter der Federführung von C.A. EDWARDS entstand. Neben diesem Test mit einem künstlichen Bodensubstrat ("Artificial Soil Test") entstanden noch zwei weitere EG-Vorschläge, nämlich die Richtlinien zum sogenannten Kontakt-Filterpapiertest ("Toxicity for Earthworms - Contact Filter Paper Test") und zum sogenannten "Artisol-Test" nach BOUCHE, der von ihm in der Arbeit von FERRIERE, FAYOLLE und BOUCHE (1981) ausführlich beschrieben wurde.

Allen vorliegenden streng standardisierte Testvorschlägen ist gemeinsam, daß es sich um Labortests mit der Art Eisenia fetida handelt, bei denen die Mortalität (LC_0, LC_{50}, LC_{100}) als Parameter dient. KÜHLE führte bereits 1983 näher aus, welche Problematik mit der Auswahl und Festlegung auf die Art Eisenia fetida verbunden ist. Die guten Kenntnisse zur Biologie dieser Art, die hohe Reproduktionsleistung sowie die verhältnismäßig leicht durchführbare Haltung und Zucht machen die Art zum idealen "Laborregenwurm" zur einfachen Klassifizierung der Toxizität von Chemikalien. Weiterführende Aussagen ökotoxikologischer Art, die sich eventuell auch auf Freilanduntersuchungen beziehen, kann man mit dem "Kompostwurm" wie Eisenia fetida im deutschen Sprachraum auch bezeichnet wird, jedoch nicht machen, da er im Freiland praktisch nur nach vorhergehender Einschleppung (z.B. durch Komposte) auftritt.

Es liegen bisher keine Untersuchungen vor, wie lange ausgebrachte Pflanzenbehandlungsmittel im Pflanzenbestand des Weinbergsökosystems verbleiben und wie noch der Auswaschungsgrad durch Niederschläge im Durchschnitt ist. Bestimmend sind für das Verhalten im Pflanzenbestand vor allem die physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen, insbesondere ihr Adsorptionsverhalten gegenüber Pflanzenmaterial und ihre Wasserlöslichkeit.
Darüberhinaus kann man davon ausgehen, daß die Verteilung der Chemikalien auf dem Boden nicht homogen aussieht. Dies ist vor allem strukturell bedingt durch die Gliederung in Rebgasse und Rebzeile. Messungen von Niederschlagswerten in Eltville in beiden Strukturen zeigten während der Vegetationsphase deutliche Unterschiede (Tab. 20). Der Einfluß der Interzeption und der strukturbedingte Trauf wirkt sich zusätzlich auf die hydrologisch bedingten Verlagerungen im Boden aus (FRÄNZLE 1982). Schließlich kann auch das Rebschnittholz und das Weinlaub Pestizidrückstände enthalten, welche durch diese auf den Boden gelangen. Das pflanzliche Material kann durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen in die oberen Bodenschichten gelangen oder biogen (durch makroedaphische Zersetzerorganismen) in den Boden verlagert werden.
Das Dispersionsverhalten von Umweltchemikalien wird in terrestrischen Ökosystemen nicht nur von der Art und Weise der Einbringung in das System bestimmt oder von Verteilungswegen, die durch eine systemspezifische Raumstruktur vorgegeben sind, sondern es ist vor allem auch von spezifischen Eigenschaften der Chemikalien abhängig und ihrer Wechselbeziehung zu den stofflich verschiedenen Strukturen der Systemkompartimente. Zu den mehr abiotischen Komponenten, die chemisch durchaus organischer Natur sein können, tritt eine Vielfalt von biotischen Komponenten hinzu die durch funktionelle Verknüpfungen die Systemspezifität der Ökosysteme ausmachen und durch ihre eigene Systemhaftigkeit das Dispersionsverhalten von Umweltchemikalien beeinflussen. Es wurde bereits darauf hingewiesen (Kap. 7.1.), daß es zahlreiche Modellversuche gibt, in denen das Verteilungsverhalten von Chemikalien untersucht wurde. Dies gilt sowohl für

- Labortestverfahren zur Bestimmung der Mobilität von Chemikalien in abiotischen Umweltkompartimenten
- Untersuchungen in sogenannten "Mikrokosmos"-Modellen unter Einbeziehung biotischer Elemente als auch für
- Feldversuche unter mehr oder minder standardisierten Bedingungen.

Neben der Auswahl einer geeigneten Art als Testorganismus spielt bei der Bewertung der Testverfahren die Auswahl des Testmediums sowie die Versuchsanstellung, insbesondere hinsichtlich der Applikation und Bioverfügbarkeit der Chemikalie, eine besondere Rolle. Die Verwendung eines reinen Kunstmediums ("Artisol"), wie das Silica "Levilite Standard" im Gegensatz zu künstlichen oder natürlichen Bodensubstraten, bevorzugt die Forderung nach Standardisierung in größerem Maße als nach einem mehr praktischen Freiland. Die gegenwärtige Diskussion beschäftigt sich vorerst noch mit der Frage der gegenseitigen Übereinstimmung der Testergebnisse bei den unterschiedlichen Testverfahren. Es sei hier auf die Arbeiten von HEIMBACH (1984, 1985) und GOATS und EDWARDS (1985) verwiesen.

Wenngleich durch die Mitarbeit in der Ad-hoc-Arbeitsgruppe "Regenwurmtest" der BBA auch Untersuchungen mit Eisenia fetida durchgeführt wurden, weichen die hier aufgeführten Untersuchungen zur Regenwurmtoxizität von Pflanzenbehandlungsmitteln des Weinbergs in folgenden Punkten von der EG-Richtlinie ab:

1) Als Testorganismus wurde die in den deutschen Weinbergen dominierende Art Lumbricus terrestris verwendet. Die Prüfung erfolgte an adulten Tieren mit Clitellum, die ein Lebendgewicht zwischen 1500 und 2000 mg erreichten. Die Versuchstiere wurden an das Testmedium und die Versuchstemperatur in Makrolonzuchtgefäßen adaptiert.

2) Als Testmedium diente ein homogenes Bodensubstrat eines pestizidfreien Standardbodens der LUFA Speyer (Charge: Sp 350, siehe Tab. 19) mit einem Gehalt an organischem Material, der dem von Weinbergsböden ungefähr entspricht. Der Wassergehalt lag bei 80-90 % der Wasserkapazität, der pH-Wert (CaCl) bei

3) Die Prüfung erfolgte in einem klimatisierten Raum bei einer Temperatur von 10°C (Durchschnittstemperatur tieferer Bodenschichten im April/Mai) bei (12:12 h) Licht-Dunkelphase (600 lux) über einen Zeitraum von 28 Tagen mit wöchentlicher Kontrolle. Als Versuchsgefäße dienten abgedeckte $1\frac{1}{2}$l-Glasgefäße der Firma WECK.

4) Die Prüfung wurde wie in der EG-Richtlinie zweistufig durchgeführt. Zuerst erfolgte eine Vorprüfung (range finding test) mit Konzentrationen in der Abstufung 1000; 100; 10; 1; 0,1 mg/kg Standarderde (Trockengewicht) mit jeweils einem Prüfansatz (8 Würmer) pro Konzentrationsstufe. Dann folgte die Hauptprüfung mit fünf Konzentrationsstufen in geometrischer Staffelung mit mindestens zwei Wiederholungen. Die Bestimmung der LC-50 Werte (sowie der

LC 30, LC 80-Werte) erfolgte mathematisch über die Probitanalyse (CAVALLI-SFORZA 1964, WEBER 1980), wenn die Verteilungsfunktion keine Normalverteilung aufwies, was in der Regel der Fall war.
Beim Schwellenwert LC_0 und bei totaler Mortalität LC_{100} wird in der Regel der Wert angegeben, bei dem im Mittel noch keine (bzw. totale) Mortalität beobachtet werden konnte. Die aufgrund der Probitanalyse berechneten LC_0- und LC_{100}-Werte sind in Klammern angegeben.

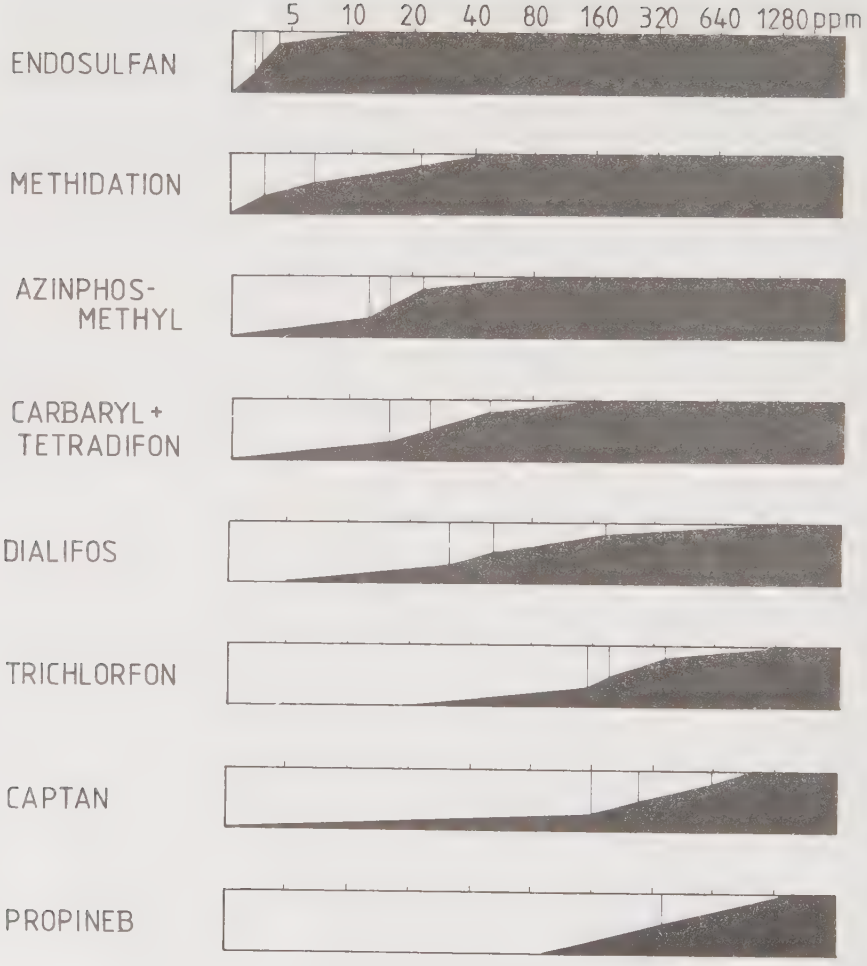


Abb. 63: Regenwurmtoxizität (Lumbricus terrestris, 28 d) von Pflanzenbehandlungsmitteln des Weinbergökosystems LD 30 , 50 , 80 (siehe Markierungen)

TAB. 19 : DIE REGENWURMTOXIZITÄT DER WEINBERGCHEMIKALIEN

		REGENWURMTOXIZITÄT			
		KÜHLE	HEIMBACH	BOUCHE	SONSTIGES
CHLORIERTE KOHLENWASSERSTOFFE					
ALDRIN		*	*	*	
DICOFOL		*	*	*	
ENDOSULFAN	(Thiodan)	2.5	6.7	3.0	
LINDAN		*	*	41/275	
ORGANOPHOSPHATE					
ACEPHAT		*	*	*	
AZINPHOSMETHYL	(Gusathion)	16.2	*	*	
DEMETON-S-METHYLSULFOXID	(Gusathion)	16.2	*	*	
DIALIFOS	(Torak)	53.7	133.0	*	
DIMETHOAT		*	*	*	
METHIDATHION	(Ultracid)	6.8	3.6	*	
PARATHION	(E 605)	variabel	*	*	
PHOSALONE	(Rubitox)	variabel	*	61/94	
CARBAMATE					
CARBARYL	(KWP 61)	25.2	174.0	25.0 (14d)	
CARBOFURAN		*	*	57.0 (14d)	
METHOMYL		*	*	*	
NEMATIZIDE					
ALDICARB		*	*	*	sehr toxisch
DICHLORPROPAN		*	*	*	LD50: 6.40kg/ha
DICHLORPROPEN		*	*	*	sehr toxisch
METHYLISOTHIOCYANAT		*	*	*	
FUNGIZIDE					
CAPTAFOL		*	496	491	KENNEL:25kg/ha(51%)
CAPTAN	(Orthocid)	2[illegible].4	[illegible]25	491	KENNEL:50kg/ha(97%)
DICHLOFLUANID		*	*	*	KENNEL:37kg/ha(96%)
DINOCAP		*	*	*	KENNEL:25kg/ha(96%)
FOLPET	Vinicoll)	450.0	*	*	KENNEL:37kg/ha(97%)
IPRODION/GLYCOPHEN		*	*	*	
KUPFEROXYCHLORID	(Cupravit)	n.t.	*	*	KENNEL:125kg/ha(22%)
MANCOZEB	(Dithane Ultra)	1600.0	*	*	KENNEL:50kg/ha(91%)
METIRAM		*	*	*	KENNEL:50kg/ha(93%)
NETZSCHWEFEL	Kumulus S)	n.t.	*	*	KENNEL:125kg/ha(93%)
PROCYMIDONE		*	*	*	
PROPINEB	(Antracol)	377.6	*	*	KENNEL:50kg/ha(91%)
THIRAM		*	*	292	KENNEL:50kg/ha(72%)
TRIADIMEFON		*	*	*	
VINCLOZOLIN	(Ronilan)	n.t	*	*	KENNEL:25kg/ha(70%)

* = nicht untersucht n.t.= nicht toxisch

7.2.5. Diskussion

Für die ökotoxikologische Bewertung der Weinbergchemikalien für Regenwürmer sind, wie bereits in Kap. 7.1. erwähnt, zwei Gesichtspunkte von grundlegender Bedeutung, nämlich einmal ihre Verteilung und zum zweiten ihre potentielle Wirkung auf den Organismus. Diese beiden Aspekte sind von Eigenschaften der Chemikalien abhängig und stehen in Wechselbeziehung zu den spezifischen Bedingungen im Ökosystem und den arteigenen Lebensverhältnissen seiner Organismen.
Für die Beurteilung des Dispersionsverhaltens ist die Kenntnis der physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen eine wichtige Voraussetzung. Leider sind selbst die einfachsten Daten hierzu bei Weinbergchemikalien nicht ohne weiteres zugänglich, so daß man entweder auf eigene Untersuchungen oder wie KENAGA und GORING (1980) auf Schätzungen angewiesen ist. Die meisten Weinbergchemikalien, mit Ausnahme der Bodenentseuchungsmittel, zeichnen sich durch eine geringe Volatilität aus.
Hinsichtlich ihrer Wasserlöslichkeit und Bodenadsorption lassen sich grob drei Gruppen der Wirkstoffe unterscheiden:

1.) Substanzen mit einer sehr geringen Wasserlöslichkeit, einer hohen Bodenadsorption, relativ hohen n-Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten und somit auch einer relativ hohen potentiellen Bioakkumulation. Hierzu gehören sämtliche Chlorierten Kohlenwasserstoffe, die Fungizide (mit Ausnahme des Vinclozolins), sowie einige Organophosphate (z.B. Dialifos) und Herbizide (z.B. Simazin).
Vergleicht man die physiko-chemischen Daten dieser Chemikalien mit den in Kap. 7.3. erwähnten Referenzsubstanzen (Tab.24), so ähnelt diesen das Perylen und das DDT.

2.) Substanzen mit einer sehr hohen Wasserlöslichkeit, einer relativ geringen Bodenadsorption und relativ niedrigen Po/w-Werten.
Zu diesen Chemikalien, die der Referenzsubstanz Phenol ähneln gehören die Organophosphate Acephat und Demeton-S-methylsulfoxid, das Carbamat Methomyl, das Fungizid Vinclozolin und einige Herbizide (Paraquat, Dalapon, Glyfosinat).
Eine Sonderstellung nehmen hierbei die Nematizide ein, die als Bodenentseuchungsmittel z.T. eine hohe Volatilität besitzen.

3.) Zwischen diesen beiden Gruppen rangiert bei mäßiger Wasserlöslichkeit und Bodenadsorption eine dritte Gruppe, die sich aus zahlreichen Organophosphaten, den Carbamaten Carbaryl und Carbofuran sowie zahlreichen Herbiziden zusammensetzt.
Den physiko-chemischen Eigenschaften entsprechend ähnelt dieser Gruppe am ehesten die Referenzsubstanz 2,4,5 - T.

Betrachtet man den Aspekt der Chemikalienwirkung, d.h. die toxikologischen Eigenschaften der Substanzen (Tab.18,19), so muß man erkennen, daß der Grad der Regenwurmtoxizität ganz erheblich von dem Grad der Toxizität gegenüber anderen Organismen (Warmblüter,Bienen,Fische) abweicht.
Man bedarf daher eigener ntersuchungsmethoden zur Beurteilung der Regenwurmtoxizität.
Vergleicht man die Literaturangaben verschiedener Autoren hierzu, so stößt man auf die unterschiedlichsten methodischen Ansätze.
Sie umfassen u.a. die Injektion der Substanz in den Organismus (STENERSEN et al. 1973), die Immersion der Regenwürmer in einer Suspension (STRINGER und WIGHT 1973), die Kontamination an Oberflächen ("Kontaktfilterpapiertest") durch den Boden("Artificial-Soil-Test"nach EDWARDS, "Artisol-Test" nach BOUCHE) oder durch die Ingestion spezieller Nahrung (z.B. kontaminierte Blättscheiben). Ein direkter Vergleich der Werte ist in den meisten Fällen wegen der Methodenvielfalt nicht möglich, zumal es bei manchen Methoden unmöglich ist, eine genaue Dosis der Testsubstanz anzugeben.
Hinzu kommen ungenaue Angaben über die Testbedingungen, die Testsubstanz (Formulierung) oder das Testobjekt (Regenwurmart,Alter,Herkunft....)
Standardisierte Testmethoden, wie die Regenwurmtoxizitätstests der OECD oder der EG, erleichtern in Zukunft den Vergleich.
HEIMBACH (1984) verglich die drei verschiedenen Toxizitätstests der OECD an Eisenia fetida untereinander und fand eine hohe Korrelation zwischen dem "Artificial-Soil-Test" und dem "Artisol-Test" im Gegensatz zum "Contact Filter Test".
Ein Vergleich der beiden Arten Eisenia fetida und Lumbricus terrestris ließ eine strenge Korrelation ($Y = .83 x + 27$, $r=0.81$)erkennen; er machte jedoch auch artspezifische Unterschiede deutlich (HEIMBACH 1983).

Unter den Chlorierten Kohlenwasserstoffen, die im Weinberg als Insektizide Verwendung finden, weist Endosulfan eine sehr hohe Toxizität auf. Es steht damit in der Reihe anderer Chlorierter Kohlenwasserstoffe, die für Regenwürmer hoch toxisch sind: Chlordan, Heptachlor und Toxaphen.
Ein relativ geringer toxischer Effekt zeigt sich bei den Substanzen Aldrin (1985 nicht mehr im Pflanzenschutzmittelverzeichnis,Weinbau), Dicofol und Lindan. Durch die hohe Persistenz der Chlorierten Kohlenwasserstoffe erhalten die Angaben über Applikationsmenge und -häufigkeit besonderes Gewicht.

Die Organophosphorverbindungen sind durch eine mittelmäßige bis hohe Regenwurmtoxizität gekennzeichnet. An der Spitze steht hier Methidathion, gefolgt von Azinphosmethyl, Demeton-S-methylsulfoxid, Dialifos und Trichlorfon.

Die Carbamate weisen durchweg eine hohe Regenwurmtoxizität auf.
Dies gilt im Weinberg vor allem für Carbaryl, Carbofuran und Methomyl sowie für das Nematizid Aldicarb.
Die Gruppe der Nematizide zeichnet sich ebenfalls durch eine hohe Regenwurmtoxizität aus. Nematizide werden jedoch meist nur partiell eingesetzt im Rahmen von Bodenentseuchungsmaßnahmen.

Die Fungizide des Weinbergökosystems sind dagegen nur durch eine geringe Regenwurmtoxizität gekennzeichnet. Langfristig kann lediglich Kupferoxychlorid (durch die Anreicherung von Kupfer im Boden) zu einem Problem für die Regenwürmer werden. Hochtoxische Fungizide, wie Benomyl, Thiabendazole und Carbendazim sind heute für den Weinbau nicht mehr zugelassen.

Auch für die Herbizide gilt, daß sie durch eine geringe Regenwurmtoxizität ausgezeichnet sind. Ihre Wirkung auf Regenwürmer erfolgt vor allem durch eine Veränderung des nutritiven Potentials.

Ein Vergleich der LD-50-Werte aus Toxizitätstests im Labor mit Beobachtungen im Freiland ist nur mit Vorbehalt möglich. Er bestätigt jedoch weitgehend die erwähnten Ergebnisse (BAUER 1964, BROWN 1978, EDWARDS und LOFTY 1977, HOPKINS und KIRK 1957, RUPPEL und LAUGHLIN 1976, STENERSEN 1979 a,b,c; KENNEL mündl.Mittlg.)

7.3. Die Verteilung von Chemikalien in terrestrischen Ökosystemen, unter besonderer Berücksichtigung des Weinbergs

Der Eintrag von Umweltchemikalien in terrestrischen Ökosysteme ist in erster Linie durch Immissionen aus der Atmosphäre bestimmt. Fließgewässer und das Grundwasser spielen lediglich im Bereich semiterrestrischen Böden eine Rolle (z.B. Schwermetallbelastung von Auenböden). Ein weiterer Sonderfall liegt vor bei Erosionen aus kontaminierten Flächen in unkontaminierte oder weniger kontaminierte Flächen.
Diesen Substanzverlagerungen, die "ungewollt" sind,aber durchaus gerichtet verlaufen können, stehen "gezielte" Einträge von Umweltchemikalien gegenüber. Hier ist in erster Linie der Komplex der Agrarchemikalien zu erwähnen. Der Einsatz von Dünge- und Pflanzenbehandlungsmitteln geschieht aufgrund "gezielter Maßnahmen," um einen "gezielten Effekt" zu erreichen. Da die Maßnahme meist nicht eindeutig gerichtet verläuft und statt eines einzelnen Zieles ein komplexes Beziehungsgefüge trifft, kann es zu schweren Störungen und nachhaltigen Veränderungen im Ökosystem kommen, die man als "non-target effects" bezeichnet.

Bei der uns hier interessierenden Frage nach der ökotoxikologischen Beeinflussung von Regenwürmern im Weinberg-Agrarökosystem soll nun nach der Behandlung der toxikologischen Problemen, die Problematik der Verteilung der Pestizide im Weinberg im Vordergrund stehen.

7.3.1. Allgemeine Aspekte zur Einbringung und Verteilung von Pflanzenbehandlungsmitteln im Weinbergökosystem

Grundsätzlich sind Pestizidanwendungen auch im Weinberg daran orientiert, einen optimalen Effekt der gezielten Maßnahme zu erreichen.
Dies gilt für

- den Zeitpunkt der Applikation
- die Auswahl des Pflanzenbehandlungsmittels, insbesondere hinsichtlich der Formulierung des Wirkstoffes
- die Applikationsmengen
- die Applikationstechnik und
- die Wirkungsdauer des Mittels

"Gezielt" ist die Maßnahme im Weinbau Mitteleuropas bei genauer Betrachtung jedoch lediglich hinsichtlich der toxikologischen Wirkung auf den Schadorganismus. Der Zeitpunkt der Applikation wird insbesondere beim Einsatz der Fungizide nicht von ermittelten wirtschaftlichen Schadschwellenwerten abhängig gemacht, sondern erfolgt in kontinuierlichen Abständen als "Terminspritzungen". Die Dauer der Spritzintervalle richtet sich nach der Wirkungsdauer des applizierten Präparates und liegt momentan bei 10-12 Tagen. Der weinbauliche Spritzplan orientiert sich dabei am erstmaligen Einsatz eines Peronospora-Fungizids, welcher durch die Kontrolle der Primärinfektion, durch Beachtung der "Inkubationszeit" sowie Temperatur- und Witterungsverlauf festgelegt wird. Er liegt in der Regel zwischen dem 20. Mai und dem 10. Juni.
Es folgen 6-8 Terminspritzungen, die gegen Ende August mit einer Abschlußspritzung beendet werden (Beachtung der Karenzzeit).
Spritzungen gegen Oidium, Botrytis und den Traubenwickler fügen sich in den Terminspritzplan für Peronospora ein, indem Präparatekombinationen verwendet werden oder Zwischenspritzungen erfolgen. Bei der Oidiumbekämpfung kann bereits vor der Peronospora-Behandlung eine "Austriebsspritzung" erfolgen, die sich am Vorjahresbefall orientiert. Botrytisbehandlungen müssen in der Regel nach der "Abschlußbehandlung" noch ein- bis zweimal weiter durchgeführt werden. Neben diesem generellen weinbaulichen Spritzplan werden spezielle Spritzungen gegen andere Krankheiten und Schädlinge zusätzlich durchgeführt (z.B. "Austriebs-" und "Winterspritzungen"). Näheres hierzu ist HILLEBRAND (1979) zu entnehmen.

Die Auswahl der Präparate erfolgt nicht aufgrund spezieller Angaben zur Formulierung und toxikologischen Wirkung des Wirkstoffes, sondern wird bestimmt durch die allgemeinen Informationen der Beratungsstellen und persönlichen Erfahrungen der Winzer in der Weinanbaupraxis. Bedingt durch starke Marktkonkurrenz kommt es dabei zu großen regionalen Unterschieden LÖTTGEN (1979).
Die Aufwandmengen an Spritzbrühe orientieren sich hinsichtlich Menge und Konzentration an der Applikationstechnik. Sie werden vom Hersteller und den Beratungsstellen empfohlen. Die durchschnittlichen und maximal beobachteten wirkstoffbezogenen Applikationsmengen der wichtigsten Fungizide und Insektizide des Weinbaus wurden bereits in Kap.7.2.1.erwähnt.

Die Applikationstechnik spielt für den optimalen Einsatz von Pestiziden im Weinbau eine außerordentlich große Rolle. Sie wird nicht nur von wirtschaftlichen und arbeitstechnischen Gegebenheiten bestimmt, sondern muß sich vor allem auch an den standörtlichen Verhältnissen orientieren, (wie Hangneigung, Terrassierung, Reberziehungsform und den Boden- und Klimaverhaltnissen) (FÖLLNER, KÖNINGER und RÜHLE 1979). Um so erstaunlicher ist es daher, daß es bisher kaum Veröffentlichungen gibt, die sich mit der Effizienz der Geräte unter unterschiedlichen Freilandbedingungen beschäftigen. Von den wenigen Arbeiten zu dieser Thematik sei die Arbeit von GÖHLICH (1982) erwähnt, die sich mit dem Problem der Abdrift, insbesondere am Steilhang beschäftigt. Ebenfalls in Rebsteillagen ermittelten LÜDERS und GANZELMEIER (1983) eine Verteilungsbilanz, welche erstmals über den Verbleib bzw. die Gesamtverteilung einer farbmarkierten Behandlungsflüssigkeit Aufschluß gibt. Der Untersuchung lag der Vergleich von vier verschiedenen Pflanzenschutzgerätetypen zugrunde:

- Hubschrauber (Bell 47 G-4 A)
- Großsprühgerät (Myers RW 36)
- Kleinsprühgerät (Solo Minor 424)
- Spritzpistole

Die Ergebnisse (Abb. 64) zeigen, daß je nach Behandlungsverfahren zwischen 45 % und nahezu 100 % des ausgebrachten Flüssigkeitsvolumens innerhalb der behandelten Parzelle zur Ablagerung kamen, wobei die atmosphärische Abdrift nicht erfaßt wurde. Die Verteilungsbilanz ergab, daß der größte Teil der ausgebrachten Flüssigkeit auf dem Boden (15,7 - 47,1 %) abgelagert wird. Im Pflanzenbestand befand sich auf den Blattoberseiten (17,9 - 32,1 %) ein wesentlich höherer Belag als auf den Blattunterseiten (3,4 - 23,6 %). Die Anlagerungsmassen an den Seitentrieben (0,7 - 2,3 %), den Stämmen (0,7 - 2,6 %) und den Unterstützungsvorrichtungen (0,7 - 2,1 %) sind sehr gering und nehmen beim Kleinsprühgerät insgesamt mit 6,5 % den größten Wert an.

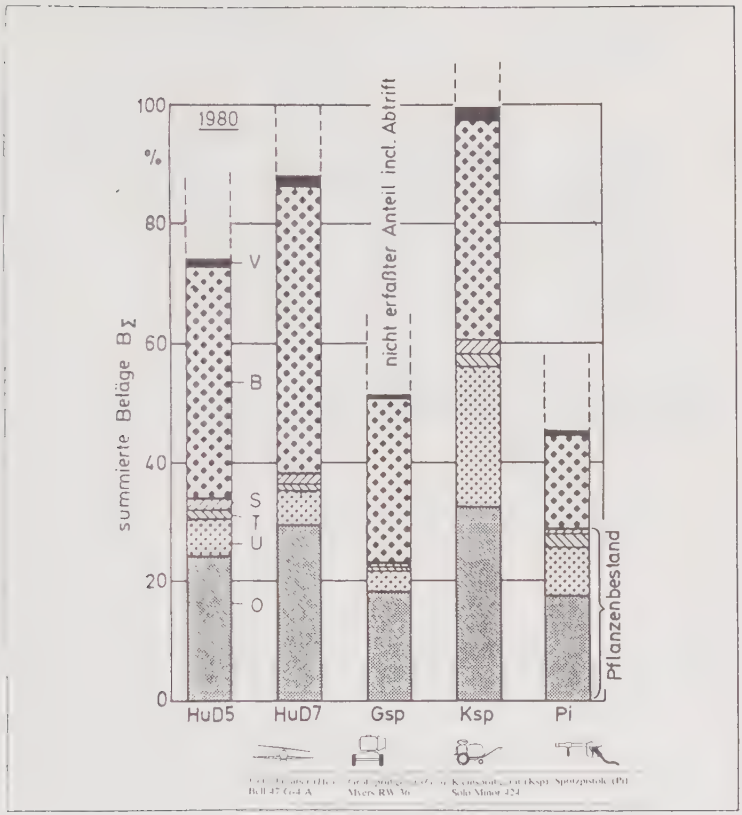


Abb. 64: Potentielle Verteilung von Pflanzenbehandlungsmitteln bei verschiedenen Pflanzenschutzgeräten aufgrund der Wiederfindungsrate einer ausgebrachten, markierten Behandlungsflüssigkeit in Rebsteillagen. (nach LÜDERS und GANZELMEIER 1983)

O = Oberseite der Blätter, U = Unterseite der Blätter

T = Seitentriebe, S = Stamm, V = Unterstützungsvorrichtung

B = Boden.

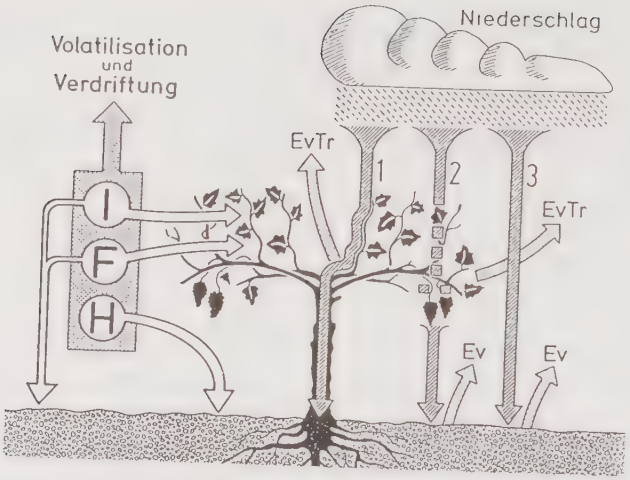


Abb. 65: Potentielle Dispersionswege (Eintrag) von Xenobiotika im Weinberg

Weg 1: Stammablauf des Niederschlags; Weg 2: Trauf
Weg 3: freier Niederschlag. EvTr=Evapotranspiration
Ev=Evaporation; I=Insektizide, F=Fungizide, H=Herbizide.

TAB. 20 : NIEDERSCHLAGSWERTE IN DER REBZEILE UND REBGASSE
(ZEITRAUM: APRIL 1984 - APRIL 1985)
(STANDORT: ELTVILLE W III)

	GASSE		ZEILE	
	(Angaben in mm Niederschlag)			
	x	s	x	s
APRIL	18.3	0.3	20.9	7.4
MAI	136.8	1.7	152.3	12.4
JUNI	18.3	0.3	15.2	3.8
JULI	68.2	2.1	55.9	21.9
AUGUST	92.6	5.0	57.0	35.1
SEPTEMBER	53.2	1.3	19.1	8.2
OKTOBER	25.4	0.5	15.7	12.4
NOVEMBER	25.6	**	30.8	**
DEZEMBER	25.6	**	30.8	**
JANUAR	14.4	0.5	12.5	1.2
FEBRUAR	*	*	*	*
MÄRZ	24.2	3.1	23.9	0.8
APRIL	21.9	1.0	25.4	1.6

*= Werte fehlen **= Nov./Dez. Mittelwert

Für die Verteilung der Pflanzenschutzmittel im Weinberg bei der Applikation ist neben dem Gerätetyp eine ganze Reihe anderer Faktoren bestimmend:

- Topographie, Hangneigung und Geländeform
- Rebanlagenstruktur (Vertikalanlagen, Querterrassen etc.)
- Reberziehungsform, Struktur des Pflanzenbestandes
- Relation von Pflanzenoberfläche (Blätter, Triebe, Stamm) zur Bodenoberfläche je nach Vegetationszeitpunkt
- Bodenbedeckung bei verschiedenen Mulchvarianten
- Klimaverhältnisse (insbesondere Wind- und Niederschlagsverhältnisse)

Nach der Applikation liegt ein den gegebenen Verhältnissen entsprechendes Verteilungsbild vor. Die darauf nun folgenden Verteilungswege der Substanz sind in Abb. 65 schematisch wiedergegeben. Der Substanzfluß wird durch folgende Faktoren beeinflußt:

1) Hydrologische Einflußfaktoren
   - Niederschlagsform (Regen, Schnee, Hagel, Nebel, Tau)
   - Niederschlagsart (Dauerniederschläge, Schauer, Platzregen)
   - Niederschlagsmenge (in mm)
   - Niederschlagsintensität (mm/Zeiteinheit)

2) Interzeption aufgrund der spezifischen Pflanzenbestandsstruktur
   - Trauf aus Blättern und Trieben der Rebe
   - Stammablauf der Rebe
   - Einfluß von Mulchbedeckung

3) Infiltrationskapazität des Bodens
   - bedingt durch die Bodenart (Körnung, Sorptionsträger)
   - bedingt durch die Vegetation (Wurzeldränung)
   - bedingt durch die Drilosphäre (Dränung durch Regenwurmgänge)

4) Adsorption der Substanz an Blattmaterial, Trieben und Stamm und eventuelle Aufnahme durch die Pflanze (n - Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient)

5) Adsorption an Bodenpartikel

6) Gasförmige Umwandlungen
   - Volatilität der Substanz aus Wasser bzw. nach einer Adsorption
   - Evaporation des Bodens
   - Transpiration der Pflanze

7.3.2. Radiotraceruntersuchungen zur Dispersion von Umweltchemikalien

Die in den folgenden Kapiteln dargestellten Untersuchungen ergänzen die bisherigen Kenntnisse zum Verhalten der Chemikalien in einzelnen Umweltkompartimenten unter spezifischen Modellbedingungen. Sie stehen jedoch primär unter dem Aspekt ihrer Beziehung zu den Regenwürmern.

Dabei wurden die Untersuchungen auf folgende Fragenkomplexe reduziert:

1) Wie verteilen sich Chemikalien in einem definierten "Mikrokosmos"-System in die wichtigsten Umweltkompartimente Luft, Boden und Phytomasse und welchen Anteil haben hier verschiedene Regenwurmarten?

2) Wie unterscheidet sich die spezifische Anreicherung der einzelnen Systemkompartimente einschließlich der Regenwürmer von den absoluten Verteilungsverhältnissen?

3) Welchen Anteil haben Regenwürmer an der Verlagerung von Umweltchemikalien?

4) Wie ist eine "natürliche" Kontamination und Bioakkumulation von Umweltchemikalien bei Regenwürmern zu beurteilen?

Für die Untersuchung dieser Fragenkomplexe wurden unterschiedliche Versuchseinrichtungen verwendet:
- ein (für Radiochemikalien) geschlossenes Labor-"Mikrokosmos"-System, das NATEC-Testsystem.
- ein offenes Bodensäulentestsystem, das dem Lysimeterprinzip entsprach und
- ein standardisiertes Labortestsystem, das weitgehend mit dem Testverfahren für die Untersuchung der Regenwurmtoxizität identisch ist.

Als Chemikalien kamen radioaktiv markierte Substanzen zum Einsatz. Dabei konnten die praxisnahen Pflanzenbehandlungsmittel des Weinbergs nicht berücksichtigt werden, da diese als Radiochemikalien nicht verfügbar waren. Man orientierte sich daher bei der Auswahl der Substanzen an der Verfügbarkeit radioaktiv markierter Referenzchemikalien aus der Referenzchemikalienliste des BMFT (SCHEELE 1980, RIPPEN 1984). Die in dieser Liste verzeichneten Chemikalien sind nicht nur umweltrelevant, sondern zeichnen sich auch durch unterschiedliche physikalisch-chemische Stoffeigenschaften aus, die genau definiert sind.
Die hier gemachten Aussagen zur Dispersion von Chemikalien sind demnach nicht weinbergsspezifisch, sondern eher substanzspezifisch und damit auch für andere terrestrische Ökosysteme relevant. Der Bezug zum Weinbergsökosystem besteht in einem Vergleich der physiko-chemischen Eigenschaften der Weinbergschemikalien mit denen der Referenzchemikalien.

Es gilt die Voraussetzung, daß sich Umweltchemikalien des Weinbergs hinsichtlich ihres Verteilungsverhaltens im abiotischen Bereich so verhalten wie Referenzchemikalien mit ähnlichen physiko-chemischen Eigenschaften.

TAB. 21 : BODENKENNWERTE DES L U F A - STANDARDBODENS

CHARGENNUMMER: Sp 350 (2.3) ANALYSE: 29.5.1980

PH	$C_{org.}$(%)	KAK(mval)	KORNGRÖSSE (%)	Abschlämmbare Teile 0,02
6,7	1,01	8,7	0,002: 9,4 0,02 :14,1 0,2 :38,2 0,2 :45,7	23,5

TAB. 22 : BODENKENNWERTE DES N A T E C - BODENKERNS

LAGE: (R: 3597 560, H: 5974 780) 65m N.N.,eben, Pöhls,Stormarn.
BODENTYP: Pseudogley-Gley aus Geschiebelehm (Weichsel)
VEGETATION: Weidelgras / Hafer (ackerbauliche Nutzung)
STANDORTBEURTEILUNG: sehr tiefgründig, mittel durchwurzelbar, feucht, luftarm, mittlere Nährstoffverhältnisse

PROFIL:

Horizonte	Agp	Bvg	IIBg	IIIGo	IVGo
Tiefe (cm)	0-26	-40	-68	-90	-140
pH ($CaCl_2$)	6.8	6.3	6.2	6.2	6.3
$C_{org.}$	2.8	1.9	1.0	0.3	0.1
Ton (%)	27	23	28	28	25
$CaCO_3$	0	0	0	0	0
KAKp.(me/kg)	276	195	190	159	115
KAKr.(me/kg)	160	95	111	104	98

(nach FÜHR,BIEHL,THIELERT Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien Bd.2(Böden und Modellsysteme) Jül-Spez.224 (1983): 13-19.

7.3.2.1. Die absolute Verteilung von Referenzchemikalien in einem "Mikrokosmos"-System unter besonderer Berücksichtigung der Regenwürmer

7.3.2.1.1. Material und Methode - das NATEC-Testsystem

Das NATEC-Testsystem ist für radioaktiv markierte Substanzen ein geschlossenes System (Abb.66). Es besteht aus einer Zentralkammer (I), einer Adsorptionseinheit (II) und einer Kontroll- und Meßeinheit (III).
Die Zentralkammer enthält eine bestimmte Kombination von Umweltkompartimenten, die untersucht werden sollen. Sie setzt sich zusammen aus einem Stahlzylinder (Durchmesser 72 cm), der einen natürlichen Bodenkern mit einer Tiefe von 42,5 cm aufnimmt. An seiner tiefsten Stelle befindet sich ein Auslauf für das Perkolationswasser. Der Stahlzylinder ist von einer Wärmeisolationsschicht umgeben, die zusätzlich Kühl- und Wärmeschlangen enthält, um im Bodenkern eine definierte Temperatur bzw. einen definierten Temperaturgradienten einzustellen. Der obere Teil des Stahlzylinders ist als Flansch ausgebildet, auf dem - gasdicht abgedichtet - ein Quarzring montiert ist, der eine schließbare Öffnung enthält. Auf dem Quarzring ist schließlich ein abnehmbarer Quarzdom montiert, aus einem Quarzglas mit besten Transmissionseigenschaften für das Sonnenlicht. Im oberen Teil des Quarzdoms ist über eine runde Öffnung eine Meß-und Kontrolleinheit eingelassen, mit der die Klimabedingungen in der Zentralkammer erfaßt werden und gleichzeitig definierte Klimabedingungen eingestellt werden können (Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Niederschläge). Eine zusätzliche äußere Beleuchtungsbatterie ermöglicht definierte Lichtverhältnisse z.B. auch in den Wintermonaten. Das System besitzt einen kontinuierlichen Luftaustausch der Kammer in etwa 20 Minuten. Dabei wird die Luft von außen angesaugt und später nach der Passage eines Adsorbersystems wieder ausgelassen. Die verwendeten Adsorbersubstanzen wurden entsprechend der Versuchssubstanz ausgewählt, so daß eine vollständige und getrennte Erfassung der volatilen organischen Bestandteile und des CO_2 durchgeführt werden konnte. Weitere Beschreibungen hierzu siehe bei FIGGE, KLAHN und KOCH (1982, 1983, 1985).
Für die hier erwähnten Versuche wurde jeweils ein natürlicher Bodenkern eines Ackerbodens (Pseudogley - aquic luvisol) am selben Standort ausgestochen. Die Charakteristika dieses Bodens (Kenndaten: Tab. 21) sind bei SCHARPENSEEL (1984) eingehender dargestellt.
Die Bodenoberfläche wurde zu je einem Viertel mit vier verschiedenen Pflanzenarten standardmäßig bepflanzt, nämlich mit Radieschen, Kopfsalat, Bohnen und einem Gras (Lolium multiflorum). Die Versuche wurden während der gesamten Versuchszeit von 30 Tagen bei einheitlichen Klimabedingungen durchgeführt. Dabei wurde als "Standardklima" der mittlere Tagesgang (zwanzigjähriges Mittel)

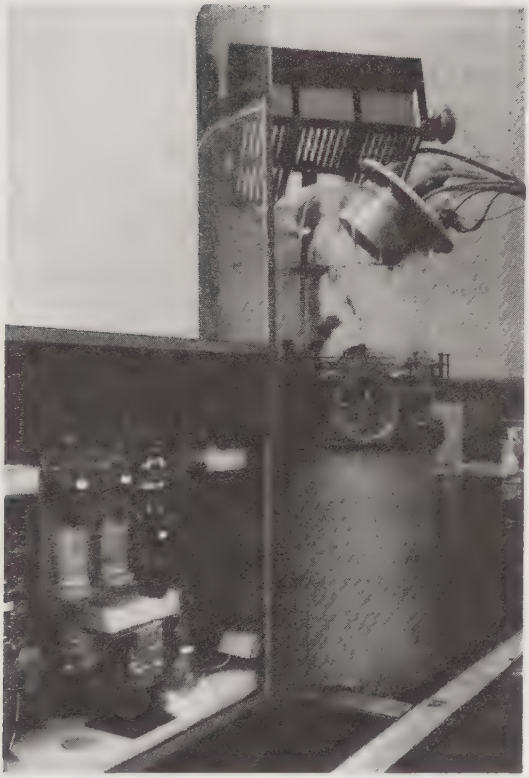


Abb. 66: Das NATEC-Testsystem
(Beschreibung siehe Text)

eines Hamburger Junitages ausgewählt. Weitere Einzelheiten zu den Klimabedingungen im Testsystem, sowie zur Klimaregulierung siehe bei FIGGE, KLAHN und KOCH (1983, 1985).

Die Auswahl der radioaktiv markierten Referenzchemikalien erfolgte nach ihren physiko-chemischen Eigenschaften, die gemäß den standardisierten OECD- und EEC-Labortestverfahren ermittelt wurden.
Folgende Substanzen wurden im NATEC-Testsystem mit Regenwürmern untersucht:

I 2,4,5-Trichlor [Ring-u-^{14}C] phenoxyessigsäure (2,4,5-T)
II [u-^{14}C] -Anilin (ANILINE)
III [u-^{14}C] -Phenol (PHENOL)
IV 2-Nitro [u-^{14}C] -phenol (2-N-P)
V 4-Nitro [u-^{14}C] -phenol (4-N-P)
VI [Ring-u-^{14}C] -toluol (TOLUENE)
VII [u-^{14}C] Trichlorethan (TCE)
VIII Di (2-ethylhexyl)- [7,8-^{14}C] -phthalat (DOP)
IX [6a, 6b, 12a, 12b -^{14}C] -Perylen (PERYLENE)
X 1,1 - bis (4-chlor [u-^{14}C] -phenyl) -2,2,2-trichlorethan (DDT)

Tabelle 22 gibt uns die wichtigsten Keoffizienten zur Charakterisierung der physikochemischen Eigenschaften der Substanzen, nämlich
a) der Octanol/Wasser Teilungskoeffizient: ($\log_{10}$Pow)
b) die Boden/Wasser Adsorptionskonstante: (koc)
c) die Wasserlöslichkeit in g/l : (WS)
d) die Oswaldsche Löslichkeit (Wasser/Luft Teilungskoeffizient): (α')

Weitere Einzelheiten zu diesen Koeffizienten und zu anderen Einheiten, welche die Testsubstanzen charakterisieren, sind der Referenzchemikalienliste des BMFT (BATELLE 1982) bzw. RIPPEN (1984) zu entnehmen.

Die Applikation erfolgte nach einem Standardverfahren:
0.15 m Mol jeder Substanz mit jeweils etwa 137 MBq wurden an lufttrockenem Feinbodenmaterial adsorbiert und anschließend in einer wäßrigen Suspension auf den kultivierten Bodenkern gesprüht. Die Applikation erfolgte nach der Montage der Quarzkuppel auf dem Quarzring durch die Rundöffnung im Quarzring.

Als Regenwurmarten wurden Lumbricus terrestris, Lumbricus rubellus und Eisenia fetida zugesetzt. Daneben befanden sich vom Standort her im natürlichen Bodenkern auch noch Exemplare der Arten Allolobophora (Nicodrilus) longa, Allolobophora (Nicodrilus) rosea, Allolobophora (Aporrectodea) caliginosa, Allolobophora chlorotica und Octolasium lacteum.

Die Auswertung bestand primar in einer Erfassung der Radioaktivität in den einzelnen Umweltkompartimenten, so daß die hier angegebenen Werte sich immer auf die Ausgangssubstanz und ihre Abbauprodukte beziehen. Dabei wurden folgende Proben während der Versuchslaufzeit kontinuierlich untersucht:

- das Adsorptionsmaterial der einzelnen Waschflaschen, welches die Radioaktivität des austretenden Luftstroms enthält. Es wurde alle zwei Tage ausgewechselt und einzeln ausgewertet. Die im zeitlichen Verlauf erfaßte Menge von radioaktivem Kohlendioxid und radioaktiven organischen Verbindungen (Ausgangssubstanz und Abbauprodukte) erlaubt Rückschlüsse auf das Degradationsverhalten und den Degradationsverlauf der Chemikalie (FIGGE, KLAHN und KOCH 1985);

- das Perkolationswasser. Es wurde ebenfalls alle zwei Tage entnommen und gemessen.

Nach Ablauf der Versuchszeit (30 Tage) wurden untersucht:

- einzelne Bodenschichten der vier Sektoren, beginnend mit der obersten Schicht von 1,5 cm Tiefe, gefolgt von vier Bodenschichten mit jeweils 3 cm Mächtigkeit (von 1,5 cm bis 13,5 cm Tiefe), einer Bodenschicht von 4 cm Mächtigkeit (13,5 cm bis 17,5 cm) und fünf Schichten von 5 cm Mächtigkeit (17,5 cm bis 42,5 cm Tiefe);

- die Gesamtphytomasse (oberhalb der Bodenoberfläche) mit Ausnahme einzelner Pflanzenteile, die autoradiographisch ausgewertet wurden;

- die einzelnen Regenwürmer.

Die verschiedenen Methoden der Probenaufbereitung zur Untersuchung des Adsorptionsmaterials, des Perkolationswassers, der Bodenschichten und der Phytomasse seien hier nicht erwähnt und sind der Arbeit von FIGGE, KLAHN und KOCH (1985) zu entnehmen.

Die Radioaktivität der Regenwürmer in den Versuchen mit ANILINE, PHENOL, 2-N-P, 4-N-P, TOLUENE und PERYLENE wurden von der NATEC gemessen. Sie gehen mit den Werten ihrer Gesamtradioaktivität und ihrer durchschnittlichen Spezifischen Radioaktivität in die Auswertung ein. Die einzelnen Individuen wurden leider nicht nach der Art determiniert. Es handelte sich bei diesen Versuchen ausschließlich um Würmer, die bereits vorher im Bodenkern vorhanden waren.
Bei den Versuchen mit DDT, 2,4,5-T, TCE und DOP wurden, wie bereits erwähnt, Regenwürmer dem Testsystem zugesetzt, die zusammen mit den Würmern, die vom Standort her im Bodenkern vorhanden waren, untersucht wurden. Dabei wurden die

einzelnen Würmer bis zur Art determiniert, gewogen und anschließend präpariert, so daß neben der Gesamtradioaktivität auch Aussagen über Organanreicherungen gemacht werden konnten. Die Organproben wurden nach der Gewichtsbestimmung in einem PACKARD-Oxydizer (Typ B 306)verbrannt, das Carbosorb-Eluat in 8 ml Permablend in einem PACKARD-TRICARB-Szintillationsspektrometer (Modell 3380) gemessen.

7.3.2.1.2. Ergebnisse

Die in diesem Abschnitt dargestellten Ergebnisse beziehen sich nur auf die relative Verteilung der Referenzchemikalien in den Hauptkompartimenten des NATEC-Testsystems. Dabei wird die Radioaktivität der Proben nach 30 Versuchstagen zugrunde gelegt, wobei die Radioaktivität als Maß für die entsprechenden Äquivalente der Referenzsubstanz und ihrer Abbauprodukte angenommen wird. Weitergehende Betrachtungen, die die Degradation der Referenzchemikalien beinhalten, insbesondere unter Berücksichtigung des Anteils von $^{14}CO_2$ im Adsorptionssystem sowie dessen zeitliche Entwicklung, sind der Arbeit von FIGGE, KLAHN und KLEIN (1985) zu entnehmen.

Als Hauptkompartimente des Testsystems wurden folgende Komponenten festgelegt:

a) die Gesamtluft der Testkammer unter Berücksichtigung eines Gasaustausches in etwa zwanzig Minuten,
b) die oberirdische Gesamtphytomasse ohne Berücksichtigung der einzelnen Pflanzenarten,
c) der Boden des natürlichen Bodenkerns unter Berücksichtigung einzelner Schichtdicken,
d) das gesamte Perkolationswasser nach 30 Tagen,
e) die gesamte Biomasse der Regenwürmer.

Die Ergebnisse sind in Tab. 24 und in Abb. 67 dargestellt.
Die Prozentangaben beziehen sich auf die ursprünglich eingebrachte Radioaktivität. Die Gesamtbilanzierung zeigt bei den einzelnen Referenzchemikalien eine relativ hohe Wiederfindungsrate.
Vergleicht man das Verteilungsverhalten der Referenzchemikalien in den einzelnen Kompartimenten, so lassen sich deutliche Unterschiede erkennen. So zeigt die Substanz Trichlorethan (TCE) eine eindeutige Dispersion in die Gasphase. Mehr als 90 % der Radioaktivität konnten in der Luft wiedergefunden werden, während die Adsorption an die Pflanzen (3,7 %) und die oberste Bodenschicht (2,1 %) nur sehr gering ist. Im Perkolationswasser ließ sich keine Radioaktivität nachweisen und auch in den Regenwürmern waren die Werte verschwindend gering (0,03 %).

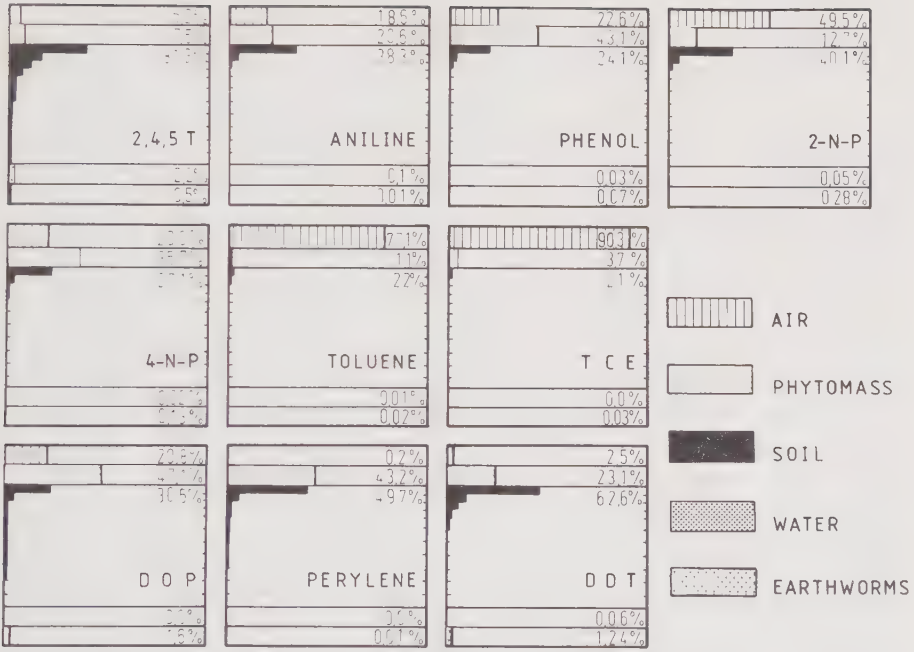


Abb. 67: Relative Verteilung (in Prozent) der wiedergefundenen Radioaktivität in den Hauptkompartimenten des NATEC-Testsystems

TAB. 23 : VERGLEICH DER BIOAKKUMULATION DER VERSCHIEDENEN SYSTEMKOMPARIMENTE DES NATEC-TESTSYSTEMS

	ANILIN	PHENOL	2-N-P	4-N-P	2,4,5-T	TOLUENE	TCE	DOP	PERYLENE	DDT
P/$B\bar{x}$	73.9	285.2	109.1	180.6	16.6	89.6	215.7	108.9	172.7	65.5
P/BMAX	6.4	25.5	10.1	17.2	2.7	10.8	41.2	26.6	16.1	6.7
D/$B\bar{x}$	52.4	38.5	130.9	39.1	59.5	61.8	118.7	346.2	4.1	128.6
D/BMAX	4.6	3.4	12.1	3.7	4.0	7.1	16.2	42.3	0.4	5.4
$W\bar{x}/B\bar{x}$	56.3	36.2	174.5	563.7	110.8	92.2	128.6	442.4	5.4	126.2
$W\bar{x}$/BMAX	4.9	3.2	16.1	53.6	17.8	10.6	17.6	108.0	0.5	12.8
WMAX/Bx	84.1	439.5	1779.1	2469.3	1072.7	752.7	4257.8	6615.0	38.7	11329.3
WMAX/BMAX	7.3	39.3	164.6	234.7	172.0	86.1	581.6	1615.3	3.6	1152.5
D/P	0.7	0.1	1.2	0.2	3.6	0.7	0.4	3.2	0.02	2.0
$W\bar{x}$/P	0.8	0.1	1.6	3.1	6.7	1.0	0.4	4.1	0.03	1.9
WMAX/P	1.1	1.5	16.3	13.7	64.5	8.4	14.1	60.8	0.2	172.9

P= PHYTOMASSE $B\bar{x}$= DURCHSCHNITTLICHER WERT DER GESAMTEN BODENSÄULE

BMAX= ERSTE,OBERSTE BODENSCHICHT D= DRILOMASSE(GESAMTHEIT DER REGENWURMBIOMASSE)

$W\bar{x}$= DURCHSCHNITTSWERT DER EINZELNEN REGENWURMER WMAX= MAXIMALWERT DER EINZELTIERE

Ein ähnliches Verhalten zeigte Toluol (TOLUENE), das auf den ersten Blick nicht ganz so extrem erscheinen mag, das jedoch aufgrund der relativ niedrigen Wiederfindungsrate gleiche Verteilungsverhältnisse aufweist.
Diesen beiden Substanzen stehen andere Substanzen gegenüber, die fast keine oder nur eine sehr geringe Verteilung in die Gasphase zeigen.
Hierzu gehört vor allem Perylen (PERYLENE) mit nur 0,2 %, DDT mit 2,5 % und 2,4,5-T mit 5,2 % in der Luft. Diese Substanzen verteilen sich in hohem Maße entweder im Boden (2,4,5-T mit 81, 3 % und DDT mit 62,6 %) oder im Boden und in der Phytomasse (Perylen mit 49,7 % im Boden und 43,2 % in den oberirdischen Pflanzenteilen).
Die restlichen Substanzen nehmen eine Zwischenstellung ein, wobei sie entweder stärker an den Boden (2-Nitrophenol, Anilin) oder an die Pflanzen (DOP, Phenol, 4-Nitrophenol) gebunden sind. Sie zeigen darüberhinaus ein unterschiedliches Verhalten hinsichtlich ihres Auftretens in der Gasphase, in der Anteile zwischen 18,6 % und 49,5 % der Gesamtradioaktivität zu finden sind.
Ein hoher Anteil der Radioaktivität in der Luft kann einmal durch eine hohe Volatilität der Substanz bedingt sein, zum anderen jedoch auch durch eine starke Degradation zu volatilen Abbauprodukten, vor allem zu Kohlendioxid. Man erkennt dies am Beispiel von 4-Nitrophenol, bei dem 92,2 % der Radioaktivität im Kompartiment Luft als $^{14}CO_2$ identifiziert wurden, während der Anteil bei Phenol (65,7 %), Anilin (20,7 %) und 2-Nitrophenol (17,9 %) deutlich niedriger liegen. Nähere Einzelheiten zur Degradation geben FIGGE, KLAHN und KLEIN (1985).

Betrachtet man neben den Kompartimenten Luft, Phytomasse und Boden die Kompartimente des Perkolationswassers und der Regenwürmer, so erkennt man, daß der Anteil der Radioaktivität in beiden außerordentlich gering ist. Das Perkolationswasser enthält lediglich bei der Substanz 2,4,5-T einen erwähnenswerten Anteil (2,2 %). Bei den Regenwürmern gilt dies für die Chemikalien DOP (1,6 %), DDT (1,24 %) und vielleicht noch für 2,4,5-T (0,5 %).

7.3.2.1.3. Diskussion

Die Verteilung in die Hauptkompartimente und die Ursachen für ein derartiges Verteilungsverhalten ist zu diskutieren: Wie einleitend festgestellt, wird das Verhalten einer Chemikalie in den verschiedenen Umweltkompartimenten einerseits durch die physiko-chemischen Eigenschaften der Substanz selbst gesteuert, zum anderen aber auch durch spezielle Eigenschaften der einzelnen Kompartimente. Hierzu gehören neben stofflichen und strukturellen Eigenschaften vor allem auch die Massen bzw. Volumenrelationen der Kompartimente untereinander.

Nach FRISCHE, KLÖPFFER und SCHÖNBORN (1979) sind die für das Umweltverhalten wichtigsten physikalisch-chemischen Parameter die Flüchtigkeit der Substanz aus eigener, wäßriger und sorbierter Phase sowie die Löslichkeit in Wasser und die Adsorbierbarkeit. Der Wasser/Luft-Verteilungskoeffizient α (Ostwaldsche Löslichkeit) läßt sich aus der Wasserlöslichkeit, dem Dampfdruck und dem Gramm-Molekulargewicht abschätzen. Die Adsorbierbarkeit einer Umweltchemikalie kann nach KENAGA und GORING (1978) über den Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten K_{ow} bestimmt werden.
Das Sorptionsverhalten an Bodenkomponenten, insbesondere die Wechselwirkung zwischen Umweltchemikalien und Böden wird später betrachtet.

Unter den Modellen, die auf der Grundlage der physiko-chemischen Eigenschaften das Verteilungsverhalten von Umweltchemikalien in den Hauptkompartimenten betrachten, sei hier zuerst das Modell von MACKAY (1979) erwähnt. MACKAY geht in seinem vereinfachten Modell nicht primär von thermodynamischen Überlegungen aus, sondern er vergleicht die Konzentration in den unterschiedlichen Phasenzuständen miteinander und betrachtet die Flüchtigkeit aus diesen Phasen ('fugacity approach'), wobei aufgrund unterschiedlicher Konzentrationsniveaus auch unterschiedliche Flüchtigkeitsniveaus ('fugacity levels') entstehen, die durch eine Flüchtigkeitskapazitätskonstante Z gekennzeichnet sind.
Von KLÖPFFERs Modell (KLÖPFFER, RIPPEN und FRISCHE 1982) unterscheidet sich das Modell nach MACKAY im wesentlichen nur durch die Anzahl der Kompartimente und ihr unterschiedliches Volumenverhältnis. Neben den kompartimentspezifischen Teilungskoeffizienten spielt das Volumen der Kompartimente für die Kalkulation eine große Rolle.
Für das NATEC-Testsystem entwickelten FIGGE, KLAHN und KOCH (1985) ein eigenes theoretisches Modell, das zwar auch von den physiko-chemischen Eigenschaften der Referenzsubstanzen ausgeht, das aber darüberhinaus die Degradation der Substanzen mitberücksichtigt. Da die theoretischen Überlegungen auch eine Diskussion der Modelle von MACKAY und KLÖPFFER beinhalten, sei hier auf eine weitere Darstellung verzichtet.
Der Vergleich der Modelle zeigt trotz unterschiedlicher Prämissen, daß das Verteilungsverhalten in den verschiedenen Systemkompartimenten durch physiko-chemische Parameter beschrieben werden kann, solange man diese unter dem Gesichtspunkt ihres Phasenzustandes betrachtet. Dies gilt jedoch nur bedingt für biotische Kompartimente, insbesondere wenn diese mit allen Phasenzuständen in Beziehung treten, wie dies in terrestrischen Systemen die Regel ist.

Neben der Berücksichtigung der Verteilungskoeffizienten und der rein funktionellen Beziehungen zwischen den einzelnen Umweltkompartimenten, spielt das Massen- oder Volumenverhältnis der Kompartimente untereinander eine wesentliche Rolle. Tab. 23 zeigt diese Relationen für die Versuche im NATEC-Testsystem. Danach beträgt
das Volumenverhältnis Luft/Boden etwa 10^3:1
das Volumenverhältnis Boden/Phytomasse etwa 10^2:1 und
das Verhältnis Bodenvolumen/Regenwurmvolumen 10^4:1.

Vergleicht man diese Massen- bzw. Volumenrelationen mit der Verteilung der Radioaktivität in den einzelnen Systemkomponenten, so fällt vor allem der relativ hohe Anteil der Radioaktivität in der Phytomasse auf, soweit es sich nicht um hochvolatile oder wenig persistente Substanzen handelt. Unter diesem Gesichtspunkt erscheinen Prozentanteile von über 1 % der Gesamtradioaktivität in der Regenwurmbiomasse bei einem Volumenverhältnis Boden/Regenwurm von 10^4 bis 10^5:1 als außerordentlich hoch. Bei einem Vergleich der spezifischen Aktivitäten wird dieser Sachverhalt noch wesentlich deutlicher (siehe Kap. 7.3.2.2.)

Vorerst kann jedoch generell festgehalten werden, daß aufgrund der Massen- bzw. Volumenrelationen in terrestrischen Ökosystemen den Regenwürmern als "pool" für Umweltchemikalien absolut gesehen keine große Bedeutung zukommt. Dies gilt damit auch für das gesamte Zooedaphon bzw. für die gesamte Zoozönose eines Ökosystems. Letztendlich spiegeln diese Verhältnisse längst bekannte ökosystemare Gegebenheiten wieder, die in der Ökosystemanalyse vor allem durch die einzelnen Energieflußdiagramme sichtbar wurden. So sehr die Betrachtung der absoluten Substanzverteilung für globale oder überregionale Ansätze von Bedeutung ist, so wenig bringt sie für die Betrachtung der spezifischen Verhältnisse im Ökosystem. Dies sei in den folgenden Abschnitten an zwei weiteren Aspekten verdeutlicht, nämlich an der Vertikalverteilung der Referenzchemikalien im Boden und dem Vergleich der spezifischen Radioaktivität der einzelnen Kompartimente (Kap. 7.3.2.2.)

Die Verteilung der Referenzchemikalien im Boden

Die im NATEC-Testsystem verwendeten Referenzchemikalien zeigen eine unterschiedlich starke Verteilung in das Kompartiment Boden. Dabei kommt es jedoch nicht zu einer gleichmäßigen Verteilung der Substanzen, sondern zur Ausbildung von charakteristischen Gradienten.
Durch die getrennte Messung einzelner Bodenschichten läßt sich die Vertikalverteilung der Radioaktivität relativ gut erkennen. In Tab. 24 sind die absoluten

Werte der einzelnen Bodenschichten wiedergegeben sowie ihr Anteil an der Gesamtradioaktivität. Abb. 67 gibt die prozentuale Verteilung graphisch wieder. Hochvolatile Substanzen (TOLUENE, TCE) zeigen eine Kontamination nur in der obersten Bodenschicht bis 1,5 cm Tiefe. Bei den anderen Substanzen ist diese Bodenschicht ebenfalls am stärksten kontaminiert, jedoch zeigt sich bei einigen der Substanzen ein deutlicher Gradient in die Tiefe. Dies ist bei wasserlöslichen Substanzen mit niedrigem Adsorptionskoeffizienten (z.B. 2,4,5-T) nicht weiter verwunderlich. Unerklärlich bleibt unter Berücksichtigung der physiko-chemischen Eigenschaften dagegen die Gradientenbildung bei hochpersistenten Substanzen mit äußerst geringer Wasserlöslichkeit und sehr hohem Adsorptionskoeffizienten (DOP, PERYLENE und DDT). Hier scheinen Verlagerungen von Partikeln, an die die Substanz sorbiert ist, eine Rolle zu spielen. Wieweit derartige Partikelverlagerungen biogen sein können, insbesondere durch Regenwürmer wird in Kap.7.5.3. diskutiert.

LETEY und FARMER (1974) unterscheiden zwei wesentliche Vorgänge, die die Bewegung einer Chemikalie im Boden verursachen, nämlich die Diffusion und den Massenfluß.

Die Diffusion äußert sich in einem allmählichen Konzentrationsausgleich der Substanz und beruht auf einem statistischen Ausgleichsprozeß, in dessen Verlauf Teilchen infolge ihrer Wärmeenergie von Orten höherer Konzentration zu solchen niedrigerer Konzentration gelangen.

Der Massenfluß ist dagegen das Ergebnis von extern wirkenden Kräften. Hierzu gehört vor allem der Massenfluß des Bodenwassers und/oder der Massenfluß von Bodenpartikeln, an die die Substanz gebunden ist. Diese beiden Teilmassenflüsse bestimmen hauptsächlich das Massenflußgeschehen, während der Massenfluß über die Gasphase (Bodenluftbewegungen) dabei meist vernachlässigt wird.Dies liegt in erster Linie an einer unzureichenden empirischen Erfassung dieser Phase. Echte Luftbewegungen, der eigentliche Massenfluß, sind generell schwer zu trennen von Diffusionsvorgängen oder von einer Dispersion über den Wasserdampf. Im Gegensatz zum Bereich über der Bodenoberfläche spielen Luftbewegungen im Boden sicherlich nur eine sehr geringe Rolle. Es bleibt dennoch festzuhalten, daß Gase im Boden eine hohe Mobilität besitzen, die vornehmlich durch die relativ günstigen Diffusionsbedingungen in der Bodenluft gegeben ist,in der der Gasphasendiffusionskoeffizient um etwa den Faktor 10^4 größer ist als der Diffusionskoeffizient in der Bodenlösung.

Die Verteilungsmuster gasförmiger Schadstoffe stehen in enger Beziehung zum Bodenwasserhaushalt. Dies gilt nicht nur für eine eventuelle Lösung der Substanzen im Bodenwasser, sondern vor allem auch in der Verfügbarkeit lufterfüllter Poren,

die mit zunehmendem Boden-Wassergehalt abnimmt, so daß es zu einer Erhöhung der Schadstoffverdampfung kommt. GORING erwähnte 1962 in einem grundlegenden Artikel über Bodenbegasung, daß Verbindungen mit einem Wasser-Luft-Verteilungsverhältnis (α') unter 10^4 primär in die Luft diffundieren, während jene mit $\alpha > 3x10^4$ hauptsächlich ins Bodenwasser gelangen. Beim NATEC-Versuch bestätigte sich diese Angabe bei den Referenzchemikalien TCE, TOLUENE, 2-N-P, ANILINE, DOP und PHENOL. Die Versuche zeigen aber auch, daß in erheblich stärkerem Maße die Diffusion in die Gasphase bei hohen Werten der Adsorptionskonstante K_{oc} verhindert wird (PERYLENE, DDT). Daß die Verteilung über die Bodenluft bei gasförmigen oder hochvolatilen Bodenentseuchungsmitteln eine zentrale Rolle spielt, bedarf keiner weiteren Erläuterung. Darüberhinaus sei darauf hingewiesen, daß die Bodenluft auch bei der Verteilung volatiler Abbauprodukte der Umweltchemikalien bis hin zum gasförmigen CO_2 eine entscheidende Rolle spielt.

Der vertikale Massenfluß von Umweltchemikalien im Boden ist in erster Linie gekoppelt mit

- Verteilungsprozessen der festen Phase des Bodens (Verlagerung von Bodenpartikeln, an die die Chemikalien gebunden sind)
- Verteilungsprozessen der flüssigen Phase des Bodens (Verlagerung über Bewegungen des Bodenwassers, in dem die Substanzen gelöst oder suspendiert sind, sowie Verlagerungen als reine Flüssigkeiten)

Er wird im wesentlichen beeinflußt von

- den Adsorptions-, Desorptions- und Abbaumechanismen
- der Wasserlöslichkeit und Volatilität
- dem Porenvolumen, der Porengröße und dem Porenfluß und
- der Wasserbewegung (Infiltration, Kapillarer Aufstieg, Wasserdampfbewegung und Evaporation) aufgrund des Bodenwasserhaushaltes.

Die Verteilungsprozesse, bei denen die Substanzverlagerung durch den Bodenwasserhaushalt bestimmt werden, standen schon sehr früh im Mittelpunkt bodenphysikalischer Betrachtungen. Die Anwendung des Potentialkonzeptes auf das Bodenwasser durch BUCKINGHAM (1904) ermöglichte eine mathematische Beschreibung der Bewegunsvorgänge (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1982, GREENLAND and HAYES 1981). FRÄNZLE (1982) betrachtet die Schadstofflüsse im terrestrischen Bereich ausschließlich unter dem Einfluß des Bodenwasserhaushaltes. Den adsorptiv gesteuerten Massenfluß diskutiert er am Modell von LETEY and ODDSON (1972). Danach gilt allgemein,

daß bei kontinuierlicher Perkolation

- Porenspektrum, Lagerungsdichte und Wassergehalt der Bodenhorizonte die Einwaschungsgeschwindigkeit
- Adsorptions- und Desorptionsraten der Horizonte die eingewaschene Menge des Stoffes bestimmen.

Allerdings muß diese generelle Aussage im einzelnen je nach Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz im Boden modifiziert werden. Das gleiche gilt für wasserungesättigte Bedingungen.

TAB. 24 : PHYSIKOCHEMISCHE EIGENSCHAFTEN DER REFERENZCHEMIKALIEN UND IHRE VERTEILUNG

	Anilin	Phenol	2 N-P	4 N-P	Toluol	Atrazin	2,4,5 T	TCE	PCP	DOP	Perylen	DDT
pO/W	0,96	1,48	1,77	1,90	2,62	2,64	2,79	3,24	3,65	4,88	5,27	6,28
K_{oc}	4	27	25	34	210	145	100-620	720	900	30000	73500	238000
WS	34400	82000	1300	14800	520	45	280	1100	0,02	$2,3x10^{10}$	0,0004	0,0023
pWS	4,54	4,91	3,11	4,17	2,72	-	2,45	3,041	-1,7	10,36	-3,4	-2,64
α'	$2,3x10^{3}$	$3x10^{4}$	$1,95x10^{3}$	$4,9x10^{7}$	3,6	$2x10^{6}$	$4x10^{9}$	2,66	$2x10^{4}$	$1,3x10^{4}$	$5,6x10^{3}$	$9,1x10^{2}$
L U F T	18,6	22,6	49,5	20,0	77,1	--	5,2	90,3	15,3	20,8	0,22	2,5
PFLANZE	20,6	43,0	12,7	35,7	1,1	--	7,5	3,7	23,1	47,1	43,2	23,1
BODEN	38,3	24,1	27,1	40,1	2,2	--	81,3	2,1	50,1	30,5	49,7	62,7
I	(32,9)	(19,8)	(22,0)	(31,6)	(1,4)	--	(38,0)	(1,2)	(37,1)	(22,5)	(39,9)	(46,3)
II	(4,2)	(2,4)	(3,0)	(4,6)	(0,4)	--	(15,7)	(0,4)	(6,8)	(3,5)	(5,4)	(8,9)
III	(0,4)	(0,5)	(1,0)	(1,2)	(0,2)	--	(11,3)	(0,2)	(2,9)	(0,7)	(1,8)	(4,2)
IV	-	-	(0,4)	(0,8)	-	--	(5,7)	(0,1)	(1,2)	(0,5)	(1,3)	(2,1)
V	-	-	-	(0,4)	-	--	(3,4)	(0,1)	-	(0,3)	(0,6)	(0,4)
VI	-	-	-	(0,4)	-	--	(4,1)	(0,1)	-	(0,4)	-	(0,2)
VII	-	-	-	(0,1)	-	--	(1,7)	-	-	(0,6)	-	(0,2)
VIII	-	-	-	(0,1)	-	--	(0,6)	-	-	(0,6)	-	(0,2)
IX	-	-	-	(0,2)	-	--	(0,4)	-	-	(0,6)	-	(0,2)
X	-	-	-	(0,1)	-	--	(0,5)	-	-	(0,4)	-	(0,1)
WÜRMER	0,01	0,07	0.28	0,13	0,02	--	0,48	0,03	--	1,6	0	1,2

7.3.2.2. Die spezifische Aktivität einzelner Systemkompartimente im Vergleich zu den Regenwürmern

Im vorigen Kapitel wurde dargestellt, welch großen Einfluß die Massen- und Volumenverhältnisse auf die absoluten Verteilungsverhältnisse von Chemikalien in terrestrischen Systemen haben.
Will man die spezifische Anreicherung der Substanz (oder der Radioaktivität) in den einzelnen Systemkompartimenten miteinander vergleichen, so ist es notwendig, die absoluten Werte auf Gewichts- oder Volumeneinheiten zu beziehen (Konzentration; spezifische Radioaktivität). Dieser Wert ermöglicht in vergleichenden Untersuchungen die Dynamik der Stoffverteilung zu berechnen, wenn die Zeitkomponente variiert wird.

Der Vergleich der spezifischen Aktivitäten der Regenwürmer mit den einzelnen Systemkompartimenten des Pflanzenmaterials und des Bodens (in einzelnen Bodenschichten) zeigt gegenüber dem absoluten Verteilungsbild völlig andere Verhältnisse. Die Ergebnisse sind in Tab. 25 wiedergegeben. Dabei wird unterschieden zwischen der durchschnittlichen spezifischen Aktivität der einzelnen Regenwürmer ($W_{\bar{x}}$) und der spezifischen Aktivität der gesamten Wurmbiomasse (Drilomasse), $D_{\bar{x}}$.
Die spezifische Aktivität der einzelnen Individuen kann außerordentlich starken Schwankungen unterliegen. Um dies zu verdeutlichen, wurden neben der Standardabweichung auch maximal beobachtete Werte (W_{max}) einzelner Individuen angegeben. Sie können um eine oder fast zwei Zehnerpotenzen höher liegen als die Durchschnittswerte. Die spezifische Aktivität der gesamten Wurmbiomasse (Drilomasse) ist in den meisten Fällen niedriger als die Durchschnittswerte der Individuen. Dies ist bedingt durch die unterschiedlichen Massenverhältnisse der einzelnen Individuen.

Vergleicht man die spezifische Aktivität der Drilomasse mit den Werten der Phytomasse, so ist bei den einzelnen Substanzen zu erkennen, daß beide im Bereich der gleichen Größenordnung liegen jedoch untereinander deutlich abweichen können.
Lediglich beim Perylen findet man in der Drilomasse sehr viel niedrigere Werte als in der Phytomasse. Ob dies durch die hohe Adsorption des Perylens an Bodenpartikel bedingt ist (ungehinderte Darmpassage?), durch geringe Kontamination an der Bodenoberfläche (Aufenthalt in tieferen Bodenschichten) oder durch hohe Abbauraten in den Regenwürmern, muß offen bleiben. Es zeigt sich, daß die durchschnittliche spezifische Aktivität der einzelnen Individuen (n=19) nicht wesent-

lich höher liegt als die spezifische Aktivität der gesamten Regenwurmbiomasse. Die Einzelwerte wichen stark voneinander ab und können maximal fast zehnmal höher liegen als der Wert der Drilomasse. Dies deutet auf die gleichen Zufallsbedingungen bezüglich der Kontamination wie bei den anderen Substanzen, so daß die Ursache der niedrigen Werte eher in einem substanzspezifischen Akkumulations- und Retentionsverhalten der Regenwürmer zu suchen ist.

Die spezifische Aktivität der einzelnen Bodenschichten läßt den hier vorhandenen Gradienten bei den einzelnen Substanzen noch deutlicher werden als bei den absoluten Werten, da unterschiedliche Schichtdicken untersucht wurden.
Neben der Berücksichtigung des jeweiligen vertikalen Verteilungsgradienten sollen hier vor allen Dingen die maximal kontaminierte oberste Bodenschicht (B_1) und der Durchschnittswert der spezifischen Aktivität der gesamten Bodenmasse ($B_{\bar{x}}$) besonders hervorgehoben werden. Es zeigt sich, daß das Verhältnis $B_1 : B_{\bar{x}}$ in einem Bereich von 4.10 bis 11.48 variiert, wobei die Massenrelation zwischen der obersten Bodenschicht und der gesamten Bodensäule gleich bleiben, nämlich 1:28.33 bzw. 3.53 %. Für die Beurteilung der durchschnittlichen Kontamination der Regenwürmer im Verhältnis zu der spezifisch maximal möglichen Kontamination der obersten Bodenschicht sowie der artspezifischen Bedingungen (Habitatwahl, Bewegungs- und Konsumptionsaktivität etc., Nahrungswahl) ist die Berücksichtigung dieser Werte von großer Bedeutung (siehe Kap. 7.4.).
Der Vergleich der spezifischen Aktivitäten erlaubt die Einführung des Begriffs des Akkumulationsfaktors. Als Akkumulationsfaktor bezeichnet man das Verhältnis der spezifischen Aktivität (bzw. der Konzentration) einer Probe zur spezifischen Aktivität (bzw. Konzentration) eines Bezugssystems. Als Bezugssystem gilt in unserer Betrachtung einmal der Wert der maximal kontaminierten Bodenschicht AF (B_{max}), zum anderen der Wert der durchschnittlichen spezifischen Aktivität der gesamten Bodensäule ($B_{\bar{x}}$). Die Werte sind der Tab. 25 zu entnehmen. Darüberhinaus wird das Verhältnis zwischen den spezifischen Aktivitäten der Regenwürmer (D, $W_{\bar{x}}$, W_{max}) und der Phytomasse miteinander verglichen.

Es zeigt sich bei den hochvolatilen Substanzen (TOLUENE, TCE), daß diese sowohl absolut als auch hinsichtlich der spezifischen Aktivität nur eine geringe Vertikalverlagerung in den Boden erfahren. Die Regenwürmer weisen relativ hohe Akkumulationsfaktoren auf. Durch extrem hohe Werte einzelner Individuen liegen die Akkumulationsfaktoren auf der Basis der Mittelwerte der Individuen um das 1,5-fache (TOLUENE) bzw 1,08-fache (TCE) höher als auf der Basis der spezifischen Aktivität der Gesamtwurmbiomasse. Einzeltiere können Werte erreichen, die 86.1 bzw. 581.6-mal

höher sind als die maximal kontaminierte oberste Bodenschicht. Eine hohe Akkumulation während der Kontamination, die mit mittelhohen P_{ow} - und K_{oc}-Werten korreliert, in Verbindung mit einer hohen Wasserlöslichkeit, steht eine kurze Retentionszeit gegenüber, die vor allem durch die hohe Volatilität (niedrige α'-Werte) der Substanzen bedingt ist.
Die Maximalwerte der Einzeltiere (W_{max} -bezogen) bei Substanzen mit sehr hohen P_{ow} - und K_{oc}-Werten können (mit Ausnahme von PERYLENE) sogar Akkumulationsfaktoren von (W_{max} /B_{max}) > 1000 erreichen. Bei den beiden Substanzen DOP und DDT erreicht bei DDT W_{max} den höchsten Wert, während die durchschnittliche spezifische Aktivität (D, $W_{\bar{x}}$) bei DOP die Werte von DDT weit übersteigt. Dieses Phänomen wird später noch einmal unter dem Gesichtspunkt der Kontamination diskutiert.

Auch bei Substanzen mit niedrigeren P_{ow} oder K_{oc}-Werten zeigen die Mittelwerte der Individuen und die W_{max} -Werte ein Ansteigen mit zunehmenden P_{ow} oder K_{oc}-Wert. In abnehmender Reihenfolge folgt so auf 2,4,5-T: 4-N-P, 2-N-P, PHENOL und ANILINE.

Abb. 68 gibt die Verhältnisse der spezifischen Aktivitäten der einzelnen Kompartimente vergleichend wieder, wobei als Bezugsgröße die Fläche gewählt wurde. (Jedes Quadrat entspricht 1 Million dpm/g).

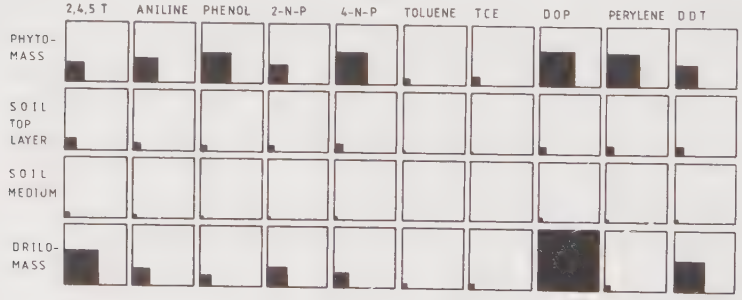


Abb. 68: Vergleich der durchschnittlichen, spezifischen Radioaktivität der Kompartimente Boden (B_x, B_{max}), Phytomasse und Drilomasse des NATEC-Testsystems.
Als Bezugsgröße gilt die jeweilige Grundfläche des Quadrats, die einer spezifischen Radioaktivität von 10 Millionen dpm/g (= 0.167 MBq/g) entspricht.

TAB. 25 : SPEZIFISCHE RADIOAKTIVITÄT (DPM/G) AUSGEWAHLTER SYSTEMKOMPARTIMENTE DES NATEC-TESTSYSTEMS

	ANILIN	PHENOL	2-N-P	4-N-P	2,4,5-T	TOLUENE	TCE	DOP	PERYLENE	DDT
					(1000 x DPM/G)					
PHYTOMASSE (P)	1021	2184	834	2566	836	69	166	3074	2782	1186
BODENSCHICHT I (B_{MAX})	158	86	83	149	314	7	4	115	172	178
BODENSÄULE ($B\bar{x}$)	50	13	7	7	14	0.7	0.5	28	16	18
DRILOMASSE (D)	723	294	1002	555	2994	47	65	9777	66	2329
EINZELWÜRMER DURCHSCHNITT ($W\bar{x}$)	777	277	1336	8009	5580	71	70	12493	87	2286
EINZELWÜRMER MAXIMUM (W_{MAX})	1161	3365	13620	35089	53994	579	2346	186820	624	205230
$B_{MAX}/B\bar{x}$)	11.5	11.2	10.8	10.5	6.2	8.7	7.3	4.1	10.7	9.8
$W_{MAX}/W\bar{x}$	1.5	12.1	10.2	4.4	10.0	8.2	33.5	15.0	7.2	109.5

7.4. Radiotraceruntersuchungen zur Bioakkumulation und Verteilung ausgewählter Chemikalien in Regenwürmern

7.4.1. Theoretische Aspekte zur Bioakkumulation und Chemikalienverteilung im Organismus

Die untersuchten Referenzchemikalie zeigten im NATEC-Testsystem eine unterschiedliche spezifische Konzentration (Radioaktivität) in der Regenwurmbiomasse.

Der zeitliche Verlauf der Konzentration eines Xenobiotikons im Organismus wird durch folgende Prozesse bestimmt:

a) durch die Art und den Grad der Applikation einer Chemikalie.
Da es sich in unseren Ökosystemen nicht um gezielte Applikationen handelt, sondern die Applikation vom Verhalten und von der Lebensweise des Organismus abhängt, soll dieser Begriff gleichgesetzt werden mit der Kontamination des Organismus durch die Umweltchemikalie. Der Prozeß der Applikation bzw. die Kontamination wird dabei entscheidend geprägt durch den Verlauf der Expositionsphase und den Grad der Kontamination (siehe Kap. 7.5.1.)
Wird ein Organismus einer chemischen Substanz ausgesetzt, so kann ein biologischer oder toxikologischer Effekt nur nach der Resorption des Stoffes auftreten. Die Chemikalie muß dafür in einer resorbierbaren Form vorliegen. Die Substanzaufnahme hängt im wesentlichen davon ab, in welcher Konzentration und wie lange die resorbierbare Substanz mit den zur Resorption befähigten Oberflächen des Organismus in Kontakt kommt.
Unter der Bioverfügbarkeit einer Chemikalie verstehen wir zuerst einmal den Teil, der für die Resorption zur Verfügung steht.

b) durch die Art, den Umfang und den Verlauf der Resorption.
Dabei spielt neben dem spezifischen morphologischen Bau und der Ausdehnung der resorbierenden Körpergrenzflächen der Resorptionsmechanismus und die Verteilungsbedingungen am Resorptionsort (z.B. durch unterschiedliche Durchblutung) eine große Rolle.
Regenwürmer folgen hinsichtlich ihres Bauplanes dem Bauprinzip der Coelomaten. Dieses entspricht, vereinfacht ausgedrückt, einem doppelten Schlauchsystem mit dem äußeren Integument mit ektodermaler Epidermis und dem inneren endodermalen Gastro-Intestinaltrakt. Beide bilden die Körpergrenzflächen zur Umwelt des Organismus und sind daher für die Resorptionsvorgänge verantwortlich. Der Inhalt des Magen-Darmtraktes ist in diesem Sinne Teil des "Außenmediums" auch wenn sich während der Darmpassage Veränderungen des Darminhaltes vollziehen können (z.B. durch intestinale Sekretionen oder durch eine Wirkung

der intestinalen Mikroflora). Die unterschiedlichen Orte der Resorption werden in Abb. 70 in Kap.7.4.2.diskutiert.

c) durch die Verteilung der Chemikalie im Organismus.
Bei Regenwürmern spielt hier das geschlossene Blutgefäßsystem die dominierende Rolle. Die im Blut befindliche Chemikalie ist aufgrund von Konzentrationsungleichgewichten bestrebt, sich über alle Organe, Gewebe und Zellen des Körpers auszubreiten. Toxische Wirkstoffe gelangen so an den Ort ihrer Toxon-Rezeptor-Wechselwirkung. Im zeitlichen Verlauf ergeben sich charakteristische art- und substanzspezifische Verteilungsmuster.

d) durch die Bindung und Speicherung im Organismus.
Hierzu gehört vor allem die Bindung an Plasmaproteine in Blut und Coelomflüssigkeit. Der gebundene Anteil eines Toxons kann durch die fehlende Membranpassage nicht an den Wirkort gelangen. Er ist daher toxikologisch unwirksam. Zusätzlich wird eine Biotransformation durch intrazelluläre Enzyme verhindert. Eine Ultrafiltration zwischen dem Blut- und der Coelomflüssigkeit, wie sie etwa PETERS (1977) anhand der Podocyten am Ventralgefäß von Tubifex diskutiert, verhindert die Exkretion von plasmaproteingebundenen Substanzen. Es kommt somit zu einer verlängerten Wirkung des Toxons (Depotwirkung der Proteinbindung).
Kommt es zu einer starken und weitgehenden zeitkonstanten Anreicherung eines Stoffes in bestimmten Organen, Geweben bzw. biologischen Strukturen, so spricht man von einer Speicherung. Von besonderem Interesse sind dabei jene Speicherungsvorgänge, die auf einer hohen chemischen Affinität zu speziellen Biostrukturen beruhen oder auf einer großen Löslichkeit in Fetten.
Die gespeicherten Substanzen entziehen sich meist einer toxokinetischen Betrachtung, zumal die Speicherung sehr häufig von der Biotransformationsfähigkeit des Toxons abhängig ist.

e) durch die Elimination der Chemikalie aus dem Organismus.
Sie ist im wesentlichen durch die Prozesse der Biotransformation in exkretierbare oder metabolisierbare Substanzen geprägt sowie durch die Exkretionswege aus dem Intestimum (inklusive morrensche Drüse), den Nephridien und dem Integument (Schleimbildung). Konzentrationsänderungen eines Xenobiotikons im Organismus sind immer von dem Zusammenwirken der Invasionsvorgänge (Resorption, Verteilung, Bindung und Speicherung) mit den Evasionsvorgängen (Biotransformation und Exkretion) abhängig, wobei die Konzentration einem Fließgleichgewicht entspricht. Sehr häufig läßt sich experimentell der eine Vorgang vom

anderen nicht trennen, so daß es nur zur Betrachtung einer zeitlich stationären Phase des Fließgleichgewichts kommt. In der Pharmakologie und Toxikologie fällt die Untersuchung des zeitlichen Verlaufs von Konzentrationsänderungen im Organismus in den Bereich der Pharmakokinetik bzw. Toxokinetik. Die Theoretische Pharmakokinetik bietet eine Reihe von Modellen, nach denen die Verteilung einer Substanz berechnet werden kann (SCHELER 1980). Diese Modelle sind für die hier durchgeführten Betrachtungen leider nicht zu berücksichtigen, da die vorgegebenen Prämissen (Art der Applikation, Resorption, Kompartimentierung sowie die Metabolisierungs- und Eliminationsprosesse) weitgehend unbekannt sind. Es soll dennoch versucht werden, einige grundlegende Unterschiede darzustellen, die sich aus dem Vergleich des Regenwurms mit dem Menschen bzw. anderen Mammalia, die in der Pharmakologie als Versuchstiere Verwendung finden, ergeben.
Nach SCHELER (1980) wird die Verteilung eines Pharmakons aus der Blutbahn ins Gewebe durch folgende Hauptmerkmale determiniert:

a) Eigenschaften der Kapillarmembran in den einzelnen Organen und Geweben,
b) Kapillarisierung und Durchblutung der Organe und Gewebe
c) Eigenschaften der Cytoplasmamembran der Zellen
d) pH-Werte
c) Affinität von Rezeptoren

Diese allgemeinen Verteilungsprinzipien können auch für den Regenwurm als gültig angenommen werden. Unterschiede ergeben sich vor allem bei einem Vergleich der Verteilungsräume und der räumlichen organologischen Wechselbeziehungen.
Die unterschiedliche Kompartimentierung, sei es auf organologischer Ebene durch die Lage einzelner Organe oder auf histologisch-cytologischer Ebene durch die unterschiedliche Membranausbildung, ist der Faktor, der zu einer andersartigen Substanzverteilung führt.
Bei einer schematischen Darstellung von Idealverteilungen benutzt man in der Pharmakologie sehr gerne im Vergleich den prozentualen Anteil der Körperflüssigkeitsräume an der Gesamtkörpermasse des Menschen. Dabei unterscheidet man

a) das Plasma-Wasser des intravasalen Raumes (4 % der Gesamtkörpermasse)
b) leicht diffusibles interstitielles Wasser (11 %)
c) schwer diffusibles interstitielles Wasser (16 %) und das
d) intrazelluläre Wasser (34 %)

Hinzu kommen als feste Bestandteile das

e) Körperfett (20 %) und
f) sonstige Bestandteile (19 %)

Wir kennen die Prozentwerte dieser Verteilungsräume beim Regenwurm nicht. Allein die Coelomflüssigkeit, die hier als Flüssigkeitsraum hinzutritt, kann Werte zwischen 74,3 und 57,54 % des Gesamtkörpergewichtes annehmen. Dabei gibt es deutliche artspezifischen Unterschiede. Auch der Wassergehalt der einzelnen Organe kann variieren, so daß es zu organspezfisch unterschiedlichen Flüssigkeitsräumen im Organismus kommt (Tab. 26).

Betrachtet man die Verteilungsräume losgelöst von ihrer stofflichen Qualität aus rein organologischer Sicht, so ergeben sich Massen bzw. Volumenverhältnisse zwischen den einzelnen Organen, die artspezifisch relativ konstant sind. In Abb.70 werden folgende organologischen Verteilungsräume unterschieden:

a) der Pharynx (PH)
b) die Kalkdrüsen oder Morrensche Drüsen (GM)
c) der Kropf und Magen (GA)
d) der Darmtrakt = Intestinum (ITS)
e) der Hautmuskelschlauch = Integument (ITM)
f) das Blutgefäßsystem (BG)
g) das Exkretionssystem (NE)
n) das Reproduktionssystem (GS)

Tab. 26 : Massenrelationen (in %) der Organe verschiedener Regenwurmarten.

	L. terrestris	L. rubellus	E. fetida
Pharynx (PH)	1,7	1,5	0,5
Kalkdrüsen (GM)	1,4	0,6	0,5
Samenblasen (GS)	1,7	4,4	0,6
Magen (GA)	3,4	4,6	2,8
Darm (INS)	18,0	16,7	17,8
Integument (INT)	73,3	72,3	78,2

7.4.2. Die Dispersionswege im Regenwurm

Neben den Massenrelationen der Organe untereinander und ihrer Bedeutung als Verteilungsräume im Organismus spielt für die Dispersion die Wechselbeziehungen der Organe untereinander eine entscheidende Rolle. Die Dispersionswege im Regenwurmorganismus sind weniger durch morphologisch-nachbarliche Beziehungen der Organe geprägt, sondern vor allem durch funktionelle, physiologisch bedingte Beziehungen der Organe, die sich selbstverständlich auch im morphologischen widerspiegeln.

Abb. 69 zeigt schematisch die potentiellen Dispersionswege von Xenobiotika im Regenwurmorganismus mit Betonung der Wechselbeziehungen. Die zentrale Rolle des geschlossenen Blutkreislaufsystems für die Dispersion wird in diesem Schema besonders deutlich.

Mit der Abb. 70 wird eine Darstellung vorgegeben, in der der stationäre Akkumulationszustand zu einem bestimmten Zeitpunkt erkennbar wird. Die Grundflächen der einzelnen Säulen entsprechen dabei den durchschnittlichen Massenverhältnissen der größeren Organe im Gesamtorganismus, während die Säulenhöhe dem Akkumulationsfaktor entspricht. Blutgefäßsystem, Nervensystem, Coelom und Nephridien finden bei dieser Betrachtung keine Berücksichtigung.

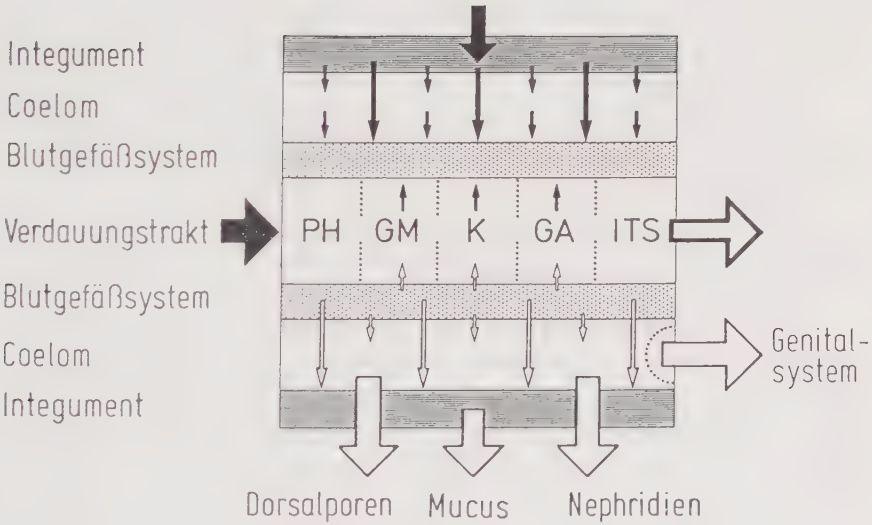


Abb. 69: Potentielle Dispersion von Xenobiotika im Regenwurm

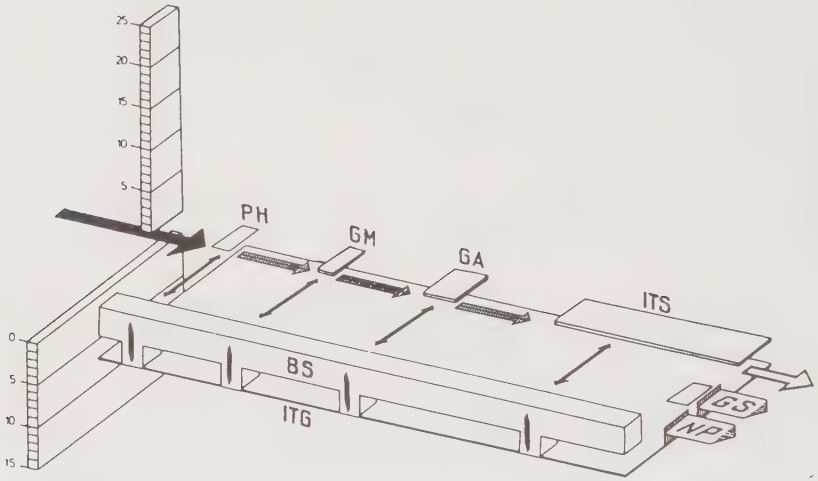

25
20
15
10
5
PH
GM
GA
ITS
0
5
10
15
BS
ITG
GS
NP

Abb. 70: Anreicherung von Xenobiotika in den wichtigsten Organen des Regenwurms. Die dargestellte Grundfläche der einzelnen Organe entspricht den durchschnittlichen Massenverhältnissen im Gesamtorganismus, die Höhe der Säulen gibt den jeweiligen Akkumulationsfaktor wieder.
PH (Pharynx), GM (Morrensche Drüsen), GA (Magen), ITS (Intestinum), ITG (Integument), GS (Samenblasen). Das Blutgefäßsystem (BS), das Nephridialsystem (NP) und der Coelomraum gehen nicht in die Betrachtung ein.

7.4.3. Radiotraceruntersuchungen unter den Bedingungen einer vollständigen Exposition (Totalkontamination)

7.4.3.1. Material und Methoden

Die Untersuchungen zur Bioakkumulation erfolgten unter Bedingungen einer vollständigen Exposition (Totalkontamination). Hierzu wurden die entsprechenden Regenwurmarten in kontaminierter Speyerscher Standarderde (Typ 2.3.) gehalten und zwar unter gleichen Bedingungen wie in den in Kap.7.2.4. beschriebenen Toxizitätstests. Die Expositionsdauer variierte zwischen 2,4,7,14 und 28 Tagen. Dabei wurden pro Versuchseinheit jeweils 20 Tiere untersucht.
Nach der Bestimmung des Lebendgewichtes jedes einzelnen Tieres erfolgte eine Betäubung in 5 % - 10 %igem Aethanol mit einer anschließenden Tötung in 70 %igem Aethanol. Es schloß sich eine Gewichtsbestimmung des fixierten Tiermaterials an. Bei der anschließenden Präparation wurden die folgenden Organe getrennt untersucht: Pharynx, Kalkdrüsen, Samenblasen, Magen, Vorder-, Mittel- und Hinterdarm, Clitellum, Restintegument, der Magen- und Darminhalt und in einigen Fällen auch das Blut der Lateralherzen.
Die einzelnen Organe wurden frisch gewogen und der Radioaktivitätsbestimmung zugeführt. An einzelnen Meßreihen wurde das Trockengewicht der Organe bestimmt, so daß über den Verhältnisfaktor Trockengewicht : Frischgewicht eine Berechnung des Trockengewichtes erfolgen kann (Tab. 26). Da bei der Fixierung und Präparation der größte Teil der Coelomflüssigkeit verloren geht, läßt sich deren Anteil grob abschätzen über die Gewichtsdifferenzen Lebendgewicht - Fixierungsgewicht - Summe der Organgewichte.

Für die Radioaktivitätsbestimmung wurden ^{14}C-markierte Substanzen in einem PACKARD - Oxidizer Modell verbrannt, das radioaktive CO_2 in 9 ml CARBOSORB gebunden und zusammen mit 9 ml PERMABLEND in einem TRICARB Szintillationsspektrometer auf dem C-14-Kanal gemessen.
Die mit anderen Isotopen markierten Proben (Ca -45, S-35) wurden in einem Gemisch von 1 ml Soluene 350: 1ml 100 %igen Aethanol (synth.) mazeriert und anschließend in 10 ml INSTAGEL gemessen.
Die dpm-Bestimmung und Berechnung der Meßausbeute erfolgte bei den ^{14}C-Proben über Verbrennungen von 5000 dpm-Standards, bei den anderen Proben über interne Standardisierung mit Erstellung einer Quenchkorrekturkurve. Weitere Einzelheiten, insbesondere zur Problematik der ^{45}Ca-Messung mittels der Szintillationsspektrometrie sind der Arbeit von KÜHLE (1978) zu entnehmen.

Die Markierung des Standardbodens erfolgte bei den Versuchen mit Ca-45 und S-35 durch Applikation über das Bodenwasser, das dem lufttrockenen Standardboden zur Einstellung der Feuchte hinzugefügt wurde (200 ml auf 1 kg Boden). Bei den orga-

nischen C-14 Verbindungen wurde die radioaktive Substanz in Hexan zur Lösung gebracht und 200 g trockenen Bodens mit dieser markierten Lösung intensiv vermischt. Nach dem Verdampfen des Hexans (Wasserbad 40°C) wurde der nun wieder trockene aber markierte Boden mit dem trockenen unmarkierten Restboden intensiv vermischt und anschließend das Wasser zur Feuchteeinstellung hinzugefügt. Es wurde jeweils die spezifische Radioaktivität der Lösungen, des trockenen und feuchten Bodens vor Versuchsbeginn und des feuchten Bodens nach Abschluß des Versuches ermittelt.
Die Werte der Akkumulationsfaktoren der einzelnen Regenwurmorgane beziehen sich jeweils auf die spezifische Radioaktivität des Feuchtbodens nach Versuchsbeendigung. Für die organischen ^{14}C-Verbindungen wurde die Wiederfindungsrate ermittelt. Bei der Auswahl der Chemikalien konnten keine systematischen Gesichtspunkte herangezogen werden. Die Auswahl beschränkte sich auf die Chemikalien der Referenzchemikalienliste des BMFT und hier schließlich auch nur auf solche Substanzen, die als preiswerte Radiochemikalie im Handel waren. Hierzu gehörte vor allem ^{14}C-DDT. Aus Sondersynthesen der Firma AMERSHAM-BUCHLER, Braunschweig, war es möglich ^{14}C-Atrazin zu beziehen. Die Firma NATEC stellte von ihren Sondersynthesen 2,4,5-T, DOP und TCE zur Verfügung. Letztere beiden Substanzen konnten aus sicherheitstechnischen Gründen nicht in die Untersuchung einbezogen werden. Zusätzlich wurde zu den organischen Verbindungen eine anorganische Substanz herangezogen ($^{45}CaCl_2$), deren natürliches Element als Ca-40 im Regenwurm vorkommt.

Die zeitabhängige Bioakkumulation (bis zu 28 Tagen) unter Totalkontamination wurde anhand der Substanzen Calciumchlorid, Atrazin, DDT und 2,4,5-T an der Regenwurmart Lumbricus terrestris untersucht. Darüberhinaus wurde eine 7-Tage Exposition mit ^{35}S an Lumbricus terrestris durchgeführt. Außerdem wurden 28 Tage-Expositionen mit Lumbricus rubellus und Eisenia fetida in die Untersuchungen mit einbezogen.

7.4.3.2. Ergebnisse und Diskussion

7.4.3.2.1 Calcium

Die Bedeutung der Erdalkalien im pflanzlichen und tierischen Stoffkreislauf wurde an Hand vieler produktionsbiologischer Untersuchungen der verschiedensten terrestrischen Biozönosen gezeigt (REICHLE 1970).
Dabei spielt das Calcium nicht nur quantitativ die größte Rolle, sondern es übt auch noch eine Schlüsselfunktion bei verschiedenen Prozessen im Boden aus:

- als Carbonat bei der Pufferung von H^+-Ionen
- im Rahmen des Kationenaustausches bei der Flockung von Bodenkolloiden
- bei der Tonverlagerung durch Herabsetzung der Dispergierungsneigung der Tonteilchen und damit der Lessivierung
- bei der Ausbildung von organo-mineralischen Komplexen
- bei der Carbonatisierung, d.h. der Bildung und Anreicherung von $CaCO_3$.

Die Vorgänge der Carbonatisierung, die besonders in den Böden der semiariden Tropen und Subtropen eine große Rolle spielen, sind einmal physikochemischen Ursprungs zum anderen aber auch biogener Art. Die biogene Carbonatisierung wird nach unseren heutigen Kenntnissen überwiegend durch Regenwürmer hervorgerufen. Obwohl das Vorhandensein von Kalkdrüsen (Morrensche Drüsen) sowie die Abgabe von Kalkkonkrementen durch Lumbriciden schon seit LANKESTER (1864) und DARWIN (1881) bekannt sind, blieb das Ausmaß der Drüsenausscheidungen und $CaCO_3$-Akkumulationen sowie die Funktion der Kalkdrüsen lange Zeit unbekannt und umstritten.
WIECEK und MESSENGER (1972) zeigten an Waldböden in Nord-Illinois (USA) vom Typ des Hapludalf (Gray-brown Podsolic Soils), daß allein in den obersten 5 cm des A_1-Horizonts 56 kg/ha $CaCO_3$-Sphaeroide, die von Regenwürmern erzeugt wurden, vorkommen. Die Bedeutung der biogenen Kalkung durch Lumbriciden für die Steigerung der Bodenfruchtbarkeit wurde durch eine Reihe von Arbeiten von PONOMAREVA (1950,1952,1953 und 1962) an rasenpodsoligen Böden nachgewiesen.
Bereits 1948 gab sie eine ausführlichere Beschreibung der Kalkkonkremente. Ihre Beobachtungen wurden 1978 durch REM-Aufnahmen von KÜHLE wesentlich verdeutlicht. BAL zeigte in verschiedenen Arbeiten (1975a, 1975b, 1977), daß sich diese Carbonatbildung auch mit mikropedologischen Methoden nachweisen läßt, wobei er dabei versuchte die Form der Kalkkonkremente zu klassifizieren. Einen wesentlichen Beitrag zur Aufklärung der kausalen Zusammenhänge der Konkrementbildung und

und Konkrementabgabe lieferten die Arbeiten von PIEARCE (1969, 1972) und KÜHLE (1978, 1980), die am Ende dieses Abschnittes diskutiert werden.
Die Untersuchungen zur Bioakkumulation von Calcium erfolgten unter Bedingungen einer vollständigen Exposition (siehe Kap.7.4.3.1.).
Der zeitliche Verlauf der Anreicherung in den verschiedenen Organen ist in Abb.71 und Tab. 27 dargestellt. Mit Ausnahme der Kalkdrüsen zeigen alle anderen Organe einen Akkumulationsfaktor unterhalb von 1 (schwarze Säulen), wobei zwischen den Organen Unterschiede auftreten können. Das Integument und die Samenblasen zeigen dabei die geringsten Werte, der Magen und das Intestinum die relativ höchsten. Auffällig ist, daß bereits nach 24 h ein relativ konstanter Wert in allen Organen mit Ausnahme der Kalkdrüsen erreicht wird. Die Akkumulationsfaktoren der Morrenschen Drüse überragen diejenigen der anderen Organe bei weitem. Bereits nach 24 h läßt sich ein AF-Wert um 4 feststellen, der sich nach wenigen Tagen einer Asymptote um den Wert 6 annähert. Somit liegen die Werte in den Morrenschen Drüsen etwa zehnmal höher als im Vorderdarm und beinahe 100x höher als im Integument. Abb. 72 gibt diese Verhältnisse nur unvollkommen wieder. Es läßt sich jedoch deutlich erkennen, daß auch bei den absoluten Verhältnissen unter Berücksichtigung der Organmassenbeziehungen die Kalkdrüsen dominieren.
KÜHLE (1978) konnte anhand von Kurzzeituntersuchungen (2 h, 4 h, 8 h, 12 h, 16 h und 24 h) bei Lumbricus terrestris feststellen, daß die Bioakkumulations-Halbwertszeit des 96 h-Wertes im Magen nach 3 h und im Vorderdarm bereits nach 3-6 h erreicht wird, im Mitteldarm und Hinterdarm dagegen erst nach 10 h bzw. nach 21 h.
Die Verzögerung der Akkumulation läßt sich durch die Geschwindigkeit der Darmpassage erklären und deutet auf eine Resorption primär im Gastrointestinaltrakt hin. Die Halbwertszeit des Maximalwertes liegt beim Blut etwa bei 4 h, beim Pharynx bei 14 h und bei den Samenblasen sogar erst bei 34 h. Das Integument zeigt einen unterschiedlichen Verlauf in den verschiedenen Körperabschnitten. In der vorderen Körperhälfte (einschließlich Vorderdarmbereich) wird kurzfristig nach 4 h der 50 %-Wert erreicht, jedoch fällt er danach in den folgenden 2 h, um nach erneutem Anstieg erst nach 16 h wieder bei 50 % der maximalen Akkumulation zu liegen. Die hinteren Abschnitte des Integumentes (Bereich Mittel- und Hinterdarm; ab 60. Segment) zeigen erst nach 8 h eine beginnende Akkumulation, wobei die Halbwertszeit der maximalen Akkumulation bei etwa 30 h liegt. Eine Aufnahme von Calcium-Ionen über das Integument spielt nach diesen Ergebnissen nur eine untergeordnete Rolle. Der Verlauf der Dispersion sowie das spätere konstante Verteilungsbild zeigen deutlich, daß die Funktion der Kalk-

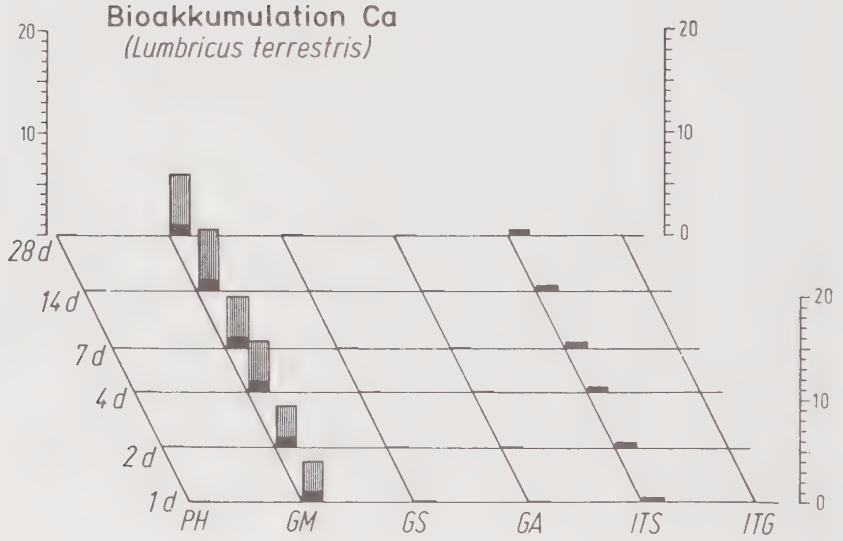


Abb. 71: Bioakkumulation von Calcium in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Frischgewicht) im Verlauf von 28 Tagen unter den Bedingungen einer Totalkontamination.
Die Akkumulationsfaktoren beziehen sich auf den durchschnittlichen Wert der spezifischen Radioaktivität des markierten Bodens (Trockengewicht). Sie sind schwarz gezeichnet, wenn sie unter 1 liegen.
(Abkürzungen siehe Abb. 70).

drüsen primär in der Elimination von überschüssigem Calcium zu sehen ist, um einen Calciumspiegel zu halten, der weit unter dem Stand des Außenmediums liegt. Betrachtet man die zeitlich späteren Verteilungsbilder als Zustand eines Fließgleichgewichts, so deutet dies auf eine vorrangige Resorption im Bereich des Magens und Vorderdarms. Untersuchungen mit radioaktiv markiertem Blattmaterial (^{45}Ca), die KÜHLE 1978 durchführte, zeigten nach 96 h ein identisches Verteilungsbild in den Organen wie in den oben dargestellten Versuchen. Bei diesen Untersuchungen mit Blattkontamination war eine Resorption über das Integument weitgehend ausgeschlossen.

PIEARCE (1969, 1971) konnte mit radioaktiv (^{45}Ca) markiertem Bodenmaterial nachweisen, daß die Kalkdrüsentätigkeit von Lumbricus rubellus und Allolobophora caliginosa so unterschiedlich ist, daß man zu dem Schluß kommen muß, die Drüsen der Art Allolobophora caliginosa seien gar nicht aktiv. Diese Vermutung wurde von KÜHLE (1980) teilweise bestätigt, der in einer vergleichenden Studie die Funktion der Kalkdrüse verschiedener Regenwurmarten bei unterschiedlicher CO_2-Atmosphäre untersuchte, wobei diesmal die Carbonatisierung durch Begasung mit $^{14}CO_2$ ermittelt wurde. Er zeigte, daß bei den Arten Octolasium lacteum und Allolobophora caliginosa zwar eine Drüsentätigkeit vorhanden ist, daß diese im Vergleich mit den Lumbricus-Arten außerordentlich gering ist. So liegen die Werte der spezifischen Radioaktivität der Kalkdrüsen gegenüber den anderen Körperorganen bei Octolasium lacteum nur um 1.4 - (0.2 Vol % CO_2) bzw. 1.5 -mal (5 Vol % CO_2) höher. Die Kalkdrüsen von Lumbricus terrestris und Lumbricus rubellus weisen bei einer geringen CO_2-Konzentration (0.2 Vol % CO_2) eine um 4- bzw. 22-fach höhere Aktivität auf als die beiden anderen Arten. Bei einer CO_2-Atmosphäre von 5 Vol % liegt die Drüsenaktivität bei Lumbricus terrestris um das 57.6-fache, bei Lumbricus rubellus um das 33-fache, bei Octolasium lacteum dagegen nur um das 3.2-fache höher als bei der Art Allolobophora caliginosa.

KÜHLE (1978) gibt eine umfassende Übersicht über frühere und gegenwärtige Hypothesen zur Funktion der Morrenschen Drüsen. Er betont die multifunktionelle Bedeutung dieses Organs, welche liegt in der

a) Exkretion von überflüssigen Erdalkalien (insbesondere Calcium), die durch die Nahrung im Darm aufgenommen werden
b) Beteiligung der Drüsen an der Exkretion von respiratorischem CO_2 und der Aufrechterhaltung des Säure-Basen-Gleichgewichts und
c) Beteiligung an der Wasserausscheidung und an der Regulation des Wasserhaushalts (CHAPRON 1971)

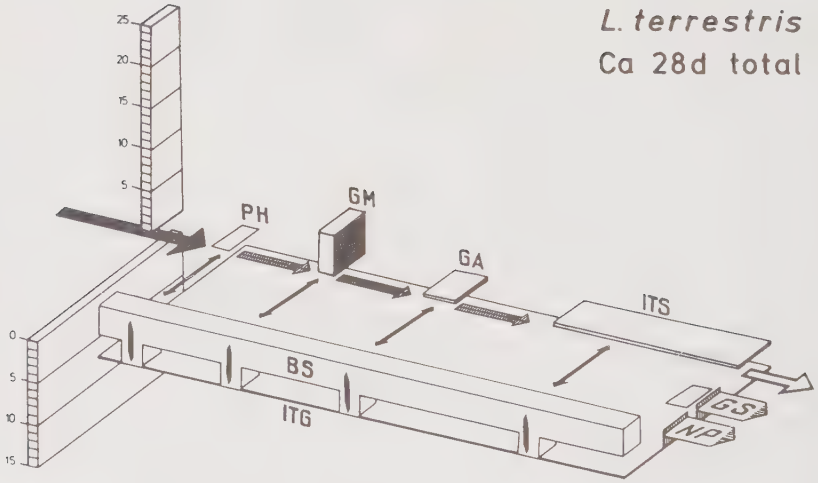


Abb. 72: Anreicherung von Calcium in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) nach Totalkontamination (28 d). Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der durchschnittliche Wert der spezifischen Radioaktivität des Bodens (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

Artspezifische Unterschiede in der Ausbildung derKalkdrüsen ließen sich bereits bei vergleichend-anatomischen Studien (KREUTZ 1936) aufzeigen, wobei sich eine fortlaufende Entwicklungsreihe darstellen läßt, die sich einmal auf eine quantitativ faßbare Vergrößerung der Drüsenschichtoberfläche und eine Zunahme der quantitativ faßbaren Vergrößerung der Blutgefäße im Drüsenbereich stützt. Hiernach besitzt Eisenia fetida den einfachsten Drüsentyp, während die Lumbricus-Arten den komplexesten Typ aufweisen. Die Drüsen von Octolasium-Arten sind wiederum differenzierter als die der Allolobophora-Arten.
Aus phylogenetischer und ökophysiologischer Sicht läßt sich folgende Einteilung der Arten vornehmen:

- Arten mit sehr hoher Drüsenaktivität bei normaler CO_2-Atmosphäre, die sich bei hohem CO_2-Gehalt noch erhöhen kann: primär epigäischer Lebensformtyp mit potentiell calciumreicher Nahrung (Dendrobaena-Arten, Lumbricus castaneus, Lumbricus rubellus)
- Arten mit mäßig hoher Drüsenaktivität bei normalem CO_2-Gehalt der Atmosphäre, jedoch mit sehr hoher Aktivität bei hohem CO_2-Gehalt der Bodenluft:Arten vom anektischen oder epianektischen Lebensformtyp,die aus einer Gattung stammen, die primär aus epigäischen Lebensformtypen hervorgegangen ist (Lumbricus terrestris, Lumbricus polyphemus, Lumbricus badensis)
- Arten mit geringer Drüsenaktivität, unabhängig vom CO_2-Gehalt der Luft: primär endogäischer Lebensformtyp mit calciumarmer Nahrung, (Allolobophora caliginosa, Allolobophora rosea, Allolobophora chlorotica), sekundär Arten von anektischen Lebensformtyp,die andere Mechanismen der Calcium-Elimination entwickelt haben oder sich durch eine verminderte Calciumresorption auszeichnen (Aporrectodea longa, Octodrilus Arten).

Tab. 27 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von Calcium in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris im Verlauf von 28 Tagen bei Totalkontamination.

	PH	GM	GS	GA	aINS	mINS	pINS	INS	INT
1 d	0.05	4.67	0.03	0.39	0.60	0.28	0.27	0.40	0.05
2 d	0.09	4.70	0.05	0.40	0.60	0.30	0.30	0.43	0.06
4 d	0.10	4.70	0.07	0.40	0.60	0.30	0.30	0.44	0.06
7 d	0.10	4.70	0.07	0.40	0.60	0.30	0.30	0.44	0.06
14 d	0.10	4.70	0.07	0.40	0.60	0.30	0.30	0.44	0.06
28 d	0.10	4.70	0.07	0.40	0.60	0.30	0.30	0.45	0.06

7.4.3.2.2. 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure (2,4,5-T)

Die Chemikalie 2,4,5-T ist ein Herbizid, das in die Gruppe der Phenoxyalkanoate eingeordnet wird. Sie gelangte im Verlauf des Vietnamkrieges unter dem Namen 'Agent orange' zu trauriger Berühmtheit. Dies geschah nicht nur durch die verheerenden, flächenweiten Zerstörungen terrestrischer Ökosysteme in Vietnam, sondern auch durch teratogene Effekte auf Mensch und Tier, die durch eine hochtoxische Verunreinigung im formulierten 2,4,5-T auftraten. Diese Substanz, das Seveso-Gift 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) entsteht bei der Hydrolyse von Tetrachlorbenzol zu 2,4,5-Trichlorphenol.

Die physiko-chemischen Eigenschaften von 2,4,5-T sind der Tabelle im Anhang zu entnehmen. Die Chemikalie zeichnet sich durch eine geringe Volatilität ($\alpha' = 4 \times 10^{9}$) und durch eine recht gute Wasserlöslichkeit (0.28 g/l) aus. Die Adsorbierbarkeit an Boden ist gering ($K_b \approx 1$), was zu einer vertikalen Dispersion führt.

Der n-Octanol/Wasser Verteilungskoeffizient ($\log P_{ow} = 2.79$) liegt im unteren Bereich. Der Abbau im Boden ($t_{1/2}$) wird auf mehr als einen Monat geschätzt (Kap. 7.6.).

FIGGE et al. (1985) diskutieren im NATEC-Versuch einen zweistufigen Abbauprozeß.

Die Bioakkumulationsversuche mit Lumbricus terrestris zeigen bei vollständiger Exposition nach 28 Tagen in den Samenblasen, im Magen und Integument keine Anreicherung (AF >1). Der Pharynx läßt einen Wert über 1 erst nach 28 d erkennen (AF = 1.77). Völlig anders sieht der Akkumulationsverlauf des Intestinums und der Kalkdrüsen aus. Während das Intestinum einen kontinuierlichen Anstieg aufzeigt, verläuft die Akkumulation in den Kalkdrüsen zunächst stagnierend, um dann nach 14 Tagen deutlich anzusteigen. Die Akkumulation im Pharynx, eventuell auch der restlichen Organe, scheint zur Anreicherung in den Kalkdrüsen zeitlich versetzt zu verlaufen. Leider ließ sich dies aufgrund der Versuchszeit nach 28 d nicht mehr weiter verfolgen (Abb. 73,74; Tab. 28).

Es kann daher nicht mit Sicherheit gesagt werden, daß die hohen Werte in den Kalkdrüsen ausschließlich auf metabolisiertem Carbonat beruhen, jedoch deutet der zweistufige Akkumulationsverlauf darauf hin.

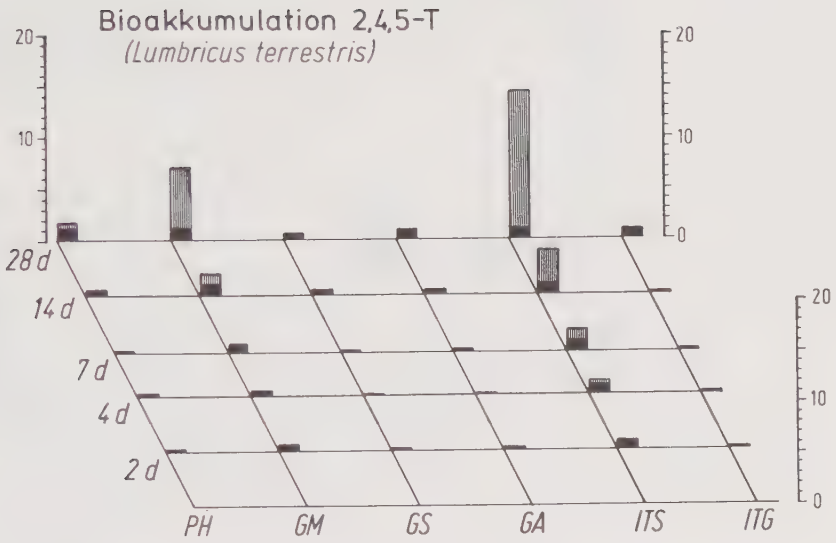


Abb. 73: Bioakkumulation von 2,4,5-T (und Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Frischgewicht) im Verlauf von 28 Tagen unter den Bedingungen einer Totalkontamination.
Die Akkumulationsfaktoren beziehen sich auf den durchschnittlichen Wert der spezifischen Radioaktivität des markierten Bodens (Trockeng (Trockengewicht).
Sie sind schwarz gezeichnet, wenn sie unter 1 liegen.
(Abkürzungen siehe Abb. 70)

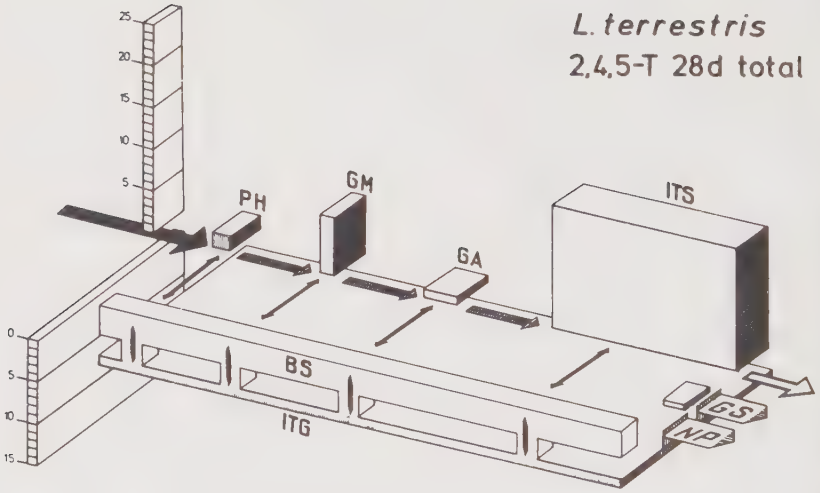


Abb. 74: Anreicherung von 2,4,5-T (und Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) nach Totalkontamination (28 d). Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der durchschnittliche Wert der spezifischen Radioaktivität des Bodens (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

Bei der Substanz 2,4,5-T scheint ein Verteilungsmuster bzw. ein Akkumulationsverlauf vorzuliegen, bei dem wiederum nur ein Organ, nämlich hier das Intestinum, vorerst die Akkumulation vollzieht. Nach einer Metabolisierung scheint es wahrscheinlich durch die Chloragogenzellen nach 14 d zu nennenswerten Anreicherungen in den Kalkdrüsen zu kommen.

7.4.3.2.3. Atrazin

Atrazin ist ein basisch reagierendes Herbizid aus der Gruppe der s-Triazine.Es zeichnet sich durch gute Wasserlöslichkeit (30 g/l), geringe Volatilität und mäßige Adsorption aus.
Die Persistenz im Boden kann sehr unterschiedlich sein ($t_{1/2}$=6 Monate bis 5 Jahre) und hängt von der mikrobiologischen Aktivität ab.

Die Versuchsergebnisse der "Totalkontamination" mit Atrazin sind in Abb 75 und 76 dargestellt, sowie in Tab. 29.
Der Akkumulationsverlauf unterscheidet sich deutlich von den beiden vorhergehenden Substanzen $CaCl_2$ und 2,4,5-T. Bereits nach 2 Tagen wurden in allen Organen AF-Werte über 1.0 festgestellt. Den stärksten Anstieg weisen die Kalkdrüsen auf mit einem stagnierenden Verlauf in den Zeiträumen von 4-14 Tagen. Das Intestinum zeigt einen zweiteiligen Anstieg im Zeitraum 0-7 d und 14-28 d. Die restlichen Organe weisen AF-Werte über 1.0 aus, ohne daß eine kontinuierliche Zunahme erkennbar ist. So erreichen manche Organe nach 4 und 7 Tagen einen Maximalwert, der später wieder fällt (Pharynx, Samenblasen) oder der weitgehend konstant (Magen und Integument) bleibt.
Die Interpretation dieser Verteilungsverläufe läßt sich ohne chemische Analyse nicht eindeutig klären. Die dominierende Rolle der Kalkdrüsen und des Intestinums werden wiederum deutlich.Die Stufigkeit (Kalkdrüsen) bzw. der zweiteilige Anstieg (Intestinum) deuten auf Metabolisierungsvorgänge. Nach 28 d liegt ein großer Teil der absoluten Radioaktivität in den Kalkdrüsen und im Intestinum vor.

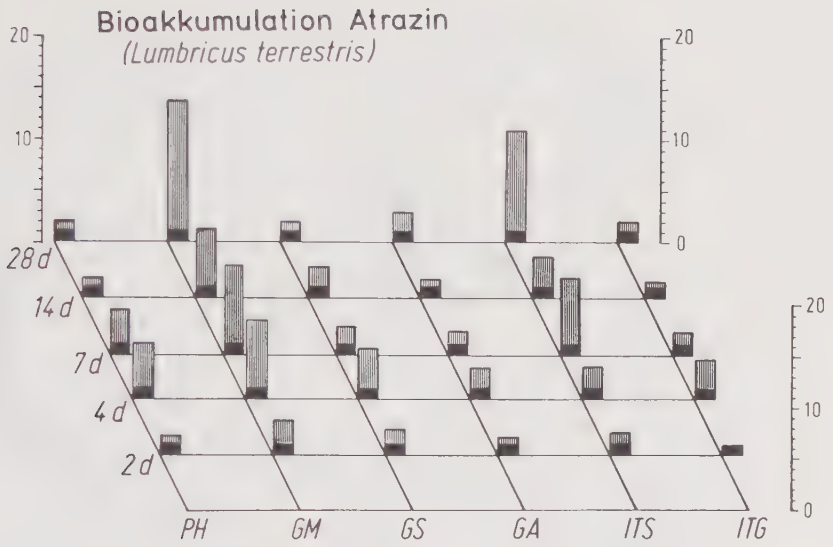


Abb. 75: Bioakkumulation von Atrazin (und Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Frischgewicht) im Verlauf von 28 Tagen unter den Bedingungen einer Totalkontamination.
Die Akkumulationsfaktoren beziehen sich auf den durchschnittlichen Wert der spezifischen Radioaktivität des markierten Bodens (Trockengewicht). Sie sind schwarz gezeichnet, wenn sie unter 1 liegen.
(Abkürzungen siehe Abb. 70)

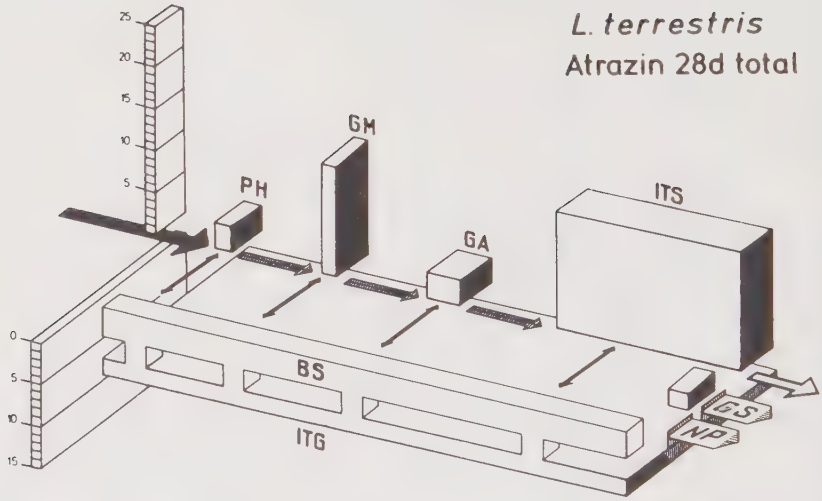


Abb. 76: Anreicherung von Atrazin (und Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) nach Totalkontamination (28 d). Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der durchschnittliche Wert der spezifischen Radioaktivität des Bodens (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

7.4.3.2.4. DDT

DDT gehört zu den am besten untersuchten Insektiziden aus der Gruppe der Chlorierten Kohlenwasserstoffe. Es zeichnet sich aus durch: hohe Persistenz, geringe Wasserlöslichkeit, einen hohen n-Oktanol/ Wasser Verteilungskoeffizienten und starke Adsorption an Bodenpartikel. Aus Freilanduntersuchungen liegen eine Reihe von Daten über DDT-Akkumulationen in Regenwürmern vor (EDWARDS 1975). Jedoch fehlen bisher systematische, vergleichende Untersuchungen, die eine einheitliche Bewertungsgrundlage für diese Freilanddaten schaffen.

Der zeitliche Verlauf der Akkumulationsfaktoren der einzelnen Organe zeigt unter den Bedingungen der "Totalkontamination" überall einen kontinuierlichen Anstieg der Werte, jedoch von unterschiedlichem Grad. Die stärkste Anreicherung ist nach 28 d im Intestinum (AF: 22,3) zu erkennen; gefolgt von den Kalkdrüsen (AF: 10.64). Pharynx, Samenblasen, Magen und Integument liegen dagegen relativ nahe beieinander (AF: 4,74 - 6,87). Auffällig ist die verhältnismäßig langsame Anreicherung der Substanz, die erst nach 7 d deutlicher sichtbar wird. Eine Metabolisierung dürfte weitgehend nicht stattgefunden haben, so daß man es hier mit einem zeitlichen Verteilungsbild zu tun hat, das dem Typ einer hochpersistenten, stark adsorptiven, lipophilen Chemikalie entspricht.
Die Ergebnisse sind Abb. 77 und 78 sowie Tab. 30 zu entnehmen.

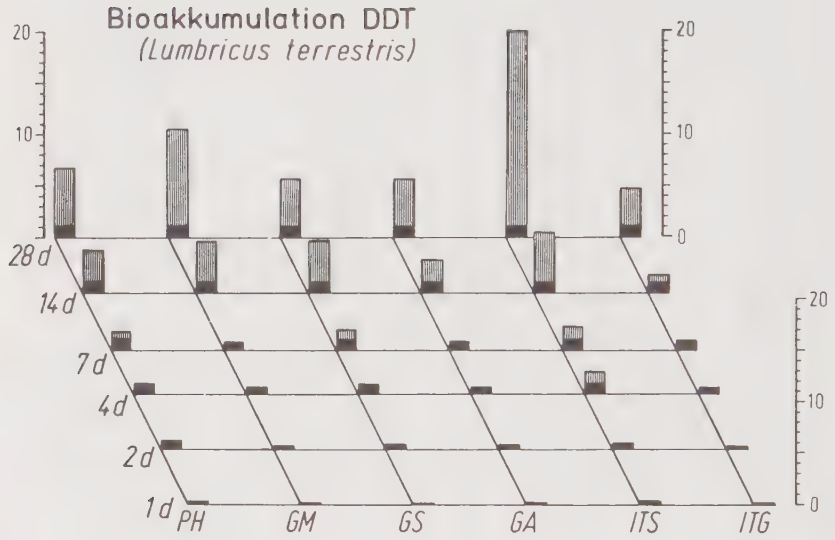


Abb. 77: Bioakkumulation von DDT (und Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Frischgewicht) im Verlauf von 28 Tagen. unter den Bedingungen einer Totalkontamination. Die Akkumulationsfaktoren beziehen sich auf den durchschnittlichen Wert der spezifischen Radioaktivität des markierten Bodens (Trockengewicht). Sie sind schwarz gezeichnet, wenn sie unter 1 liegen. (Abkürzungen siehe Abb. 70).

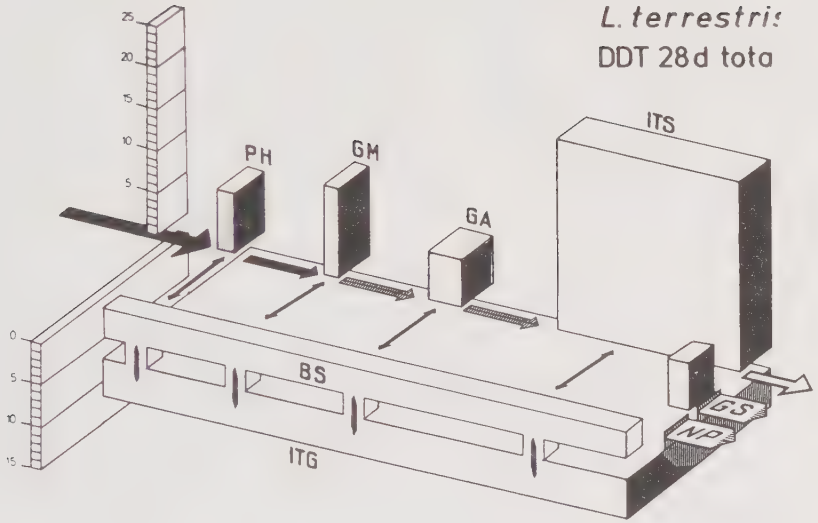


Abb. 78: Anreicherung von DDT (und Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) nach Totalkontamination (28 d). Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der durchschnittliche Wert der spezifischen Radioaktivität des Bodens (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

Tab. 28 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von 2,4,5 T in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris im Verlauf von 28 Tagen bei Totalkontamination.

	PH	GM	GS	GA	aINS	mINS	pINS	INS	INT
2 d	0,3	0,6	0,2	0,3	0,S	1,2	1,0	1,0	0,2
4 d	0,2	0,6	0,1	0,2	1,1	1,6	1,4	1,2	0,2
7 d	0,2	0,9	0,1	0,2	1,8	3,3	1,7	2,2	0,2
14 d	0,6	2,2	0,6	0,5	3,5	6,5	3,6	4,3	0,3
28 d	1,8	7,1	0,6	1,1	12,3	23,5	12,5	14,5	1,0

Tab. 29 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von Atrazin in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris im Verlauf von 28 Tagen bei Totalkontamination.

	PH	GM	GS	GA	aINS	mINS	pINS	INS	INT
2 d	2,0	3,4	1,5	1,7	2,7	3,2	1,2	2,3	1,1
4 d	5,4	7,7	4,8	3,0	3,4	5,5	1,6	3,2	3,9
7 d	4,4	8,7	2,8	2,3	7,8	9,0	2,6	7,5	2,3
14 d	2,1	6,6	3,0	1,8	3,9	6,2	4,0	4,2	1,7
28 d	2,8	13,7	2,0	2,9	10,8	17,3	4,8	10,8	1,9

Tab. 30 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von DDT in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris im Verlauf von 28 Tagen bei Totalkontamination.

	PH	GM	GS	GA	aINS	mINS	pINS	INS	INT
1 d	0,3	0,2	0,1	0,2	0,6	0,3	0,1	0,3	0,2
2 d	0,8	0,4	0,5	0,5	1,8	0,6	0,5	0,6	0,4
4 d	1,0	0,8	1,1	0,7	1,9	1,1	0,6	1,3	0,7
7 d	1,8	0,8	2,0	0,9	2,2	1,4	0,7	1,3	1,0
14 d	4,2	5,0	5,0	3,2	7,6	6,8	3,1	6,1	1,7
28 d	6,9	10,6	5,7	5,7	31,8	26,6	15,9	22,3	4,7

Tab. 31 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht von Schwefel nach 7 Tagen bei Totalkontamination.

	PH	GM	GS	GA	aINS	mINS	pINS	INT
L. terrestris	2,9	2,6	3,1	2,0	5,3	3,0	1,3	1,1
L. rubellus	5,8	7,1	9,3	3,5	6,8	5,5	2,0	2,5
E.fetida	2,6	2,9	3,0	2,8	8,1	7,6	5,3	9,8

7.5. Die Kontamination von Regenwürmern durch Umweltchemikalien und deren Akkumulation

7.5.1. Allgemeines

In Kapitel 7.3.2. hat sich gezeigt, daß die Verteilung von Chemikalien in terrestrischen Systemen, und damit auch im Weinbergökosystem, nicht homogen verläuft, sondern ganz bestimmten Verteilungsmustern folgt. Dabei spielen aus der Sicht der Chemikalien deren physiko-chemische Eigenschaften eine grundlegende Rolle. Sie sind weitgehend für das Verteilungsverhalten verantwortlich. Aus der Sicht der Ökosysteme tritt einmal der Aspekt in den Vordergrund, welche Art von Chemikalieneintrag vorliegt, zum zweiten die Wechselbeziehungen zwischen Chemikalienverteilung und Raumstruktur und schließlich die Beziehung zu den biotischen Elementen. Terrestrische Systeme und hier insbesondere das Kompartiment Boden unterscheiden sich von aquatischen Systemen ganz wesentlich in dem Punkt, daß eine homogene Verteilung von Umweltchemikalien sehr viel schwieriger zu erreichen ist und daher sehr selten ist. Für terrestrische Tierorganismen, die sich im Raum bewegen, spielt es eine große Rolle, in welcher Weise und in welchem Umfang sie mit einer Umweltchemikalie in Berührung kommen und wie sie diese inkorporieren. Dabei ist der Grad der Kontamination nicht nur individuell verschieden, sondern kann auch artspezifisch unterschiedlich sein.
Dies gilt besonders dann, wenn Arten durch eine spezielle Lebensweise gekennzeichnet sind, sei es durch ein eng begrenztes Habitat, durch spezielle Nahrungsansprüche oder andere spezielle Nischenbedingungen.
Die Beurteilung der Kontaminationsbedingungen für einzelne Arten sind für die Bewertung von unnatürlichen Umwelteinflüssen auf diese eine wesentliche Voraussetzung. Es gilt die relevanten Bedingungen für die Kontamination einer Art zu bewerten. Dieser Gesichtspunkt stellt die Art in den Mittelpunkt der Betrachtung und weniger die Eigenschaften einer Chemikalie. Letztere kommen erst wieder zur Geltung, wenn es um die Bioverfügbarkeit der Chemikalie geht. Darunter versteht man, daß die Substanz in einer Form vorliegen muß, in der sie vom Organismus aufgenommen werden kann. Da dies z.B. durch allgemeine Membraneigenschaften der Zelle gegeben sein kann, muß die Bioverfügbarkeit einer Chemikalie nicht primär artspezifisch sein. Der im folgenden Abschnitt dargestellte Ansatz zur Frage der potentiellen Kontamination der Regenwürmer ist theoretischer Natur und leitet sich aus dem heutigen Kenntnisstand über diese Tiergruppe ab. Die Radiotraceruntersuchungen haben dabei nur beispielhaften Charakter.

7.5.2. Kontamination und Lebensformtyp

Der heutige Kenntnisstand über die Nischendifferenzierung der einzelnen Lumbricidenarten ist noch derart lückenhaft, daß es nicht möglich ist, eine genaue artspezifische Bewertung einer potentiellen Kontamination vorzunehmen.
Die einzelnen Arten lassen sich jedoch aufgrund morphologischer, physiologischer und ökologischer Kriterien, bestimmten Lebensformtypen zuordnen. Das Konzept der Lebensformtypen wurde in Kap. 5.1.2. ausführlich behandelt. Es sollen hier nur diejenigen Kriterien herangezogen werden, die für die Bewertung einer potentiellen Kontamination und einer Bioakkumulation von Bedeutung sind.

- Habitatwahl, Aufenthaltsdauer und Habitatwechsel
- Mobilität und saisonale lokomotorische Aktivität
- Nahrungsansprüche
- Nahrungsmenge und Darmpassagegeschwindigkeit
- Reproduktionsstrategie

Eine der wichtigsten Punkte ist die Beurteilung der Habitatwahl. Die Zuordnung der ökologischen Lebensformtypen zu bestimmten Habitaten bzw. räumlichen Strukturen eines Ökosystems ist aufgrund faunistischer Kenntnisse möglich. Schwierigkeiten treten vor allem auf, wenn ein Habitatwechsel nach bestimmten Umweltbedingungen vorgenommen wird. Auch die Aufenthaltsdauer an bestimmten Orten läßt sich aufgrund der "Undurchsichtigkeit" des Bodens oder anderer Habitate nicht genau bestimmen. Eine Suche von markierten Tieren im Freiland führt unweigerlich zur partiellen Störung (evtl. Zerstörung) der Kleinstrukturen. Die faunistischen Angaben beziehen sich daher immer auf stationäre Fundorte bei einer mehr oder weniger genauen Beschreibung der "Umwelt" des Tieres.
Mobilität und saisonale Aktivität stehen in engem Zusammenhang mit Fragen zum Habitatwechsel. Darüberhinaus spielt der Faktor Zeit eine wesentliche Rolle. Sind bestimmte Arten während einer kurzfristigen toxischen Belastung der Bodenoberfläche zu diesem Zeitpunkt nicht (oberflächen-)aktiv, so kann es für diese zu keiner unmittelbaren Kontamination kommen. Die Mobilität steht auch noch im Zusammenhang mit einer Erhöhung der Stoffwechselumsatzleistungen, was auf die Nahrungsaufnahme und die Darmpassage einen erheblichen Einfluß hat.

Lebensformtyp	Habitat	Kontaminationsebene												
		Blattstreu	Holz/Rinde	Wurzelmaterial	Humuspartikel	Gangauskleidungen	organ. Abfälle	Faeces (Vertebrata)	Faeces (Arthropoda)	Faeces (Oligochaeta)	Bodenwasser	Niederschlagswasser	Mineralbodenpartikel	Direktkontamination
epigäisch (straminicol)	Streuschicht	●			◑		○					●		●
epigäisch (corticol)	Rinde, Mulm		●				○		○			○		
epigäisch (pholeophil)	Humusschicht				◑	●			◑	○	○			
epigäisch (detritophag)	org. Abfall						●	○				○		
epigäisch (koprophag)	Faeces						○	●						
epigäisch-anektisch	A-Horizont	●			●						○	●		●
anektisch	alle Horizonte	●	○		○	●					○	◑	●	●
endogäisch-anektisch	Mineralboden	○		◑	○	◑					◑		●	
endogäisch	Mineralboden			○	○	◑			◑	◑	●		●	
epi-endogäisch	Mineraloberboden			●	●				●	●	●		●	
hygrophil-epigäisch	semiaquatische Böden				●		●				●			
hygrophil-endogäisch	semiaquatische Böden										●		●	

Abb. 79: Potentieller Kontaminationsgrad einzelner Matrices eines Ökosystems für die ökologischen Lebensformtypen der Regenwürmer.

Kontamination stark ●, mittel ◑, schwach ○ oder nicht vorhanden.

Die Nahrungsansprüche sind je nach Art und Lebensform verschieden.
Die Kontamination potentieller Nahrung führt bei den ökologischen Lebensformtypen zu charakteristischen Bewertungsmustern bestimmter Kontaminationsebenen. Diese sind in Abb. 79 dargestellt.

7.5.3. Radiotraceruntersuchungen unter definierten Kontaminationsbedingungen

Untersuchungen zur Bewertung bestimmter Kontaminationsbedingungen für Regenwürmern können unterschiedlichster Natur sein. Dabei wird man bemüht sein, sich an Problemen oder Fragen zu orientieren, die sich aus der Biologie der einzelnen Arten ergeben oder aus speziellen typischen Verteilungsmustern von Chemikalien. Da das Spektrum der potentiellen Testverfahren unbegrenzt ist, soll hier nur beispielhaft dargestellt werden, wie man mit Hilfe der Radiotracertechnik die Bioakkumulation ausgewählter Chemikalien unter definierten Kontaminationsbedingungen erfassen kann. Die Untersuchung gliedert sich in drei Teilbereiche:

a) Bioakkumulation unter den Bedingungen einer Totalkontamination
b) Bioakkumulation unter den Bedingungen einer definierten Teilkontamination
c) Bioakkumulation unter den Bedingungen einer definierten Umweltsimulation

Bei der Durchführung der Untersuchungen war es aufgrund begrenzter technischer Möglichkeiten, jedoch auch begrenzter finanzieller und personeller Kapazitäten nicht möglich, alle in Frage kommenden Substanzen an verschiedenen Regenwurmarten zu testen.

7.5.3.1. Totalkontamination

Grundlage für eine Bewertung von unterschiedlichen Kontaminationsbedingungen für einzelne Regenwurmarten ist eine genaue Kenntnis der Bioakkumulation und Retention der Chemikalie im Organismus. Diese können nur unter Bedingungen einer vollständigen Exposition, der sogenannten Totalkontamination, ermittelt werden. Im Falle von Bodenkontaminationen muß die Chemikalie in einer homogenen Mischung des Bodenmaterials angeboten werden. Diesen Bedingungen trägt man unter anderem auch bei den in Kap. 7.2. dargestellten Toxizitätstests Rechnung.
Der Verlauf der Bioakkumulation unter den Bedingungen der Totalkontamination wurde an der Art [illegible] bereits exemplarisch dargestellt (Kap. 7.4.3.). Es wurden dabei vier verschiedene Referenzchemikalien miteinander verglichen, die während des Verlaufes von 28 Tagen ein unterschiedliches Verteilungs- und Akkumulationsverhalten zeigten. Dieses Verhalten läßt sich durch folgende Hypothesen verallgemeinern:

a) Kontinuierliche Anreicherung der Substanz in nur einem Organ, das für die Regulation des Substanzspiegels im Körper und gleichzeitig für die Exkretion verantwortlich ist (Kalkdrüsen im Calciumstoffwechsel).
b) Kontinuierliche Anreicherung in einem Organ mit hohen Adsorptionseigenschaften (Chloragocyten) und später kontinuierliche Anreicherung der metabolisierten Abbauprodukte in Exkretionsorganen (Carbonatisierung von metabolischem CO_2 aus 2,4,5-T in den Kalkdrüsen).
c) Unterschiedliche Anreicherung der Substanz und ihrer Folgeprodukte in den verschiedenen Organen mit diskontinuierlichem Verlauf, mit Ausnahme der Speicherorgane (Chloragocyten) und Exkretionsorgane (Kalkdrüsen), was auf Abbaureaktionen schließen läßt (Atrazin)
d Unterschiedliche Anreicherung der Substanz und ihrer Folgeprodukte in den verschiedenen Organen mit kontinuierlichem Verlauf (persistente Substanzen bzw. Abbauprodukte; z.B. DDT)

7.5.3.2. Teilkontamination

Ein weiterer Schritt für die Bewertung von Kontaminationsbedingungen ist bei Testverfahren gegeben, bei denen nur genau definierte Strukturen kontaminiert werden. Dies kann z.B. geschehen durch eine einzelne gezielte Kontamination einer genau bestimmten Bodenschicht, oder von definiertem Blatt-, Streu- oder Wurzelmaterial. Es kann aber auch ein typischer Konzentrationsgradient eingestellt werden, um unter diesen Bedingungen die Kontamination zu prüfen. Diese Testverfahren können in der Regel in lysimeterähnlichen Gefäßen von unterschiedlicher Größe durchgeführt werden und zwar in einem breiten Anwendungsbereich beginnend unter streng standardisierten Bedingungen bis zu naturnahen Verhältnissen.

Als Beispiel sollen Langzeitversuche (90 Tage) mit den Arten Lumbricus terrestris, Lumbricus rubellus, Eisenia fetida und Nicodrilus longus dienen, bei denen die Akkumulation von radiaktivem Calcium, Atrazin und DDT in den verschiedenen Organen untersucht wurde.

7.5.3.2.1. Material und Methode

Als Versuchsgefäße (Abb. 80) dienten Plexiglasröhren (Ø 30 cm), die aus einzelnen Teilringen mit 2.5 cm (2x), 5 cm (1x) und 10 cm (3x) Höhe zusammengesetzt waren. Die Innenwand der Gefäße wurde mit Aluminiumfolie ausgekleidet, die Röhren anschließend auf einen Rost gestellt, nachdem die Unterseite der Röhre mit einer Gaze (1.5 mm) bespannt worden war.
Als Bodensubstrat diente feuchte Speyersche Standarderde (2.3.) Unterhalb des Gitterrostes befand sich ein Auffangrichter mit einem Gefäß für anfallendes Sickerwasser. Die Befeuchtung der Bodenoberfläche entsprach einer Niederschlagssimulation (mit aqua dest.) von 350 mm (über 3 Monate) bei regelmäßiger Verabreicherung in 7-tägigem Turnus.

Die Teilkontamination bestand in einer 1 cm dicken kontaminierten Schicht (gleiches Substrat) auf der Bodenoberfläche. Die Versuche wurden für jede Art zweifach durchgeführt. Nachdem die Versuchstiere (je 10) eingesetzt worden waren, wurde der obere Rand der Plexiglassäule mit Gaze bespannt, um ein Entweichen der Tiere zu verhindern. Gleichzeitig liefen immer zwei Kontrollversuche (ohne Tiere) parallel.
Die Probennahme erfolgte schichtweise, wobei 8 Einzelproben mit einem Korkbohrer,Ø 8 mm, ausgestochen wurden, sowie 8 Mischproben aus je-

Abb. 80: Bodensäulen zur Ermittlung der Kontamination bestimmter Regenwurmarten unter definierten Kontaminationsbedingungen.

weils einer Schicht. Darüberhinaus wurden Sonderproben, (wie Lösung, Gangauskleidungen u.ä.) genommen.
Die Proben wurden in Combusto Cones (PACKARD) getrocknet und ausgewogen. Bei ^{14}C-Atrazin und ^{14}C-DDT erfolgte eine Verbrennung im PACKARD-Oxydizer B-306 (Carbosorb/Permablend). Die Ca-45 Proben wurden in INSTAGEL gemessen (KÜHLE 1978). Alle Messungen erfolgten mit einem PACKARD TRICARB 5380 Szintillationsspektrometer.

7.5.3.2.3. Ergebnisse zur Bioakkumulation

7.5.3.2.3.1. Calcium

Die Akkumulationsfaktoren der einzelnen Organe sind in Tab. 32 dargestellt. Da sie weitgehend unter 1.0 liegen, wurde auf eine graphische Darstellung verzichtet. Die höchsten Werte werden von der Art Lumbricus rubellus erreicht, bei der die Kalkdrüsen sogar einen Wert über 1.0 erreichen. Es folgt dann die Art Eisenia fetida, dicht gefolgt von Lumbricus terrestris. Bei allen drei Arten zeigt sich deutlich die Dominanz der Kalkdrüsen. Dies gilt nicht für die anektische Art Aporrectodea (Allolobophora) longa, bei der die Akkumulationsfaktoren von Pharynx, Samenblasen und Intestinum etwa nur die Hälfte der Werte von Lumbricus terrestris erreichen. Der Wert der Kalkdrüsen liegt etwa 2.5-fach so hoch wie die Werte der anderen Organe, was den Angaben von KÜHLE (1980) über Aporrectodea (Allolobophora) caliginosa entspricht.
Generell sind die Werte als sehr niedrig anzusehen, was durch die geringe Retention des Calciums in den Kalkdrüsen bedingt ist.
KÜHLE (1978) wies bei der Exkretion von Ca-45 ein zweiteiliges Retentionssystem nach, bei dem biologische Halbwertszeiten von K_1=1.5 h und K_2=157 h auftreten. Die Tiere zeigen also in den Versuchen nur eine geringe Aktivität an der Bodenoberfläche, was durch das Fehlen von nutritiven Komponenten (Streuauflage u.a.) verständlich ist.
Der Kontaminationsgrad der Regenwurmarten sinkt bei dieser Versuchsanordnung in der Reihenfolge:
Lumbricus rubellus > Eisenia foetida > Lumbricus terrestris > Aporrectodea longa

Tab. 32 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von Calcium nach einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 120 Tagen.

	PH	GM	GS	GA	INS	INT
Lumbricus terrestris	0,08	0,75	0,07	n.d.	0,07	0,02
Lumbricus r. rubellus	0,40	1,30	0,44	n.d.	0,16	0,06
Eisenia fetida	0,10	0,92	n.d.	n.d.	0,16	0,05
Aporrectodea l. longa	0,05	0,10	0,04	n.d.	0,03	0,03

7.5.3.2.3.2. Atrazin

Die Ergebnisse der dreimonatigen Teilkontamination sind in den Abb.81-83 und in Tab. 33 dargestellt. Es ist erkennbar, daß die Akkumulationsfaktoren (AF) weitgehend über 1 liegen, jedoch zeigen die Werte deutliche Unterschiede bei den einzelnen Arten. Die höchsten AF-Werte weist auch hier Lumbricus rubellus auf. Jedoch können diese nicht für die Art als repräsentativ angesehen werden, da die untersuchten Exemplare ausschließlich Jungtiere einer Folgegeneration waren, während die eingesetzten adulten Tiere im Versuchsverlauf von drei Monaten starben.
Die hohen AF-Werte in den Kalkdrüsen und im Intestinum deuten auf eine starke Kontamination und Resorption, zumal die Tiere keine drei Monate exponiert waren. Ob die hohen Werte des Integumentes und des Pharynx dem Verteilungsbild bei einer Totalkontamination von Juveniltieren entspricht, kann erst entschieden werden, wenn vergleichende Bioakkumulationsversuche mit juvenilen und adulten Tieren vorliegen. Aus Freilanderfassungen ist bekannt, daß sich juvenile Tiere der epigäischen, epianektischen und anektischen Lebensformtypen vorwiegend an der Bodenoberfläche aufhalten. Insofern überrascht der hohe Kontaminationsgrad bei juvenilen Lumbricus rubellus nicht. Der Hinweis auf ein unterschiedliches Akkumulationsverhalten von juvenilen und adulten Tieren wäre für eine ökotoxikologische Schadensbewertung von sehr großer Wichtigkeit und sollte daher in Zukunft näher untersucht werden.
Untersuchungen mit Eisenia fetida wurden mit Atrazin nicht durchgeführt.
Die beiden anderen Arten, Lumbricus terrestris und Aporrectodea longa, zeigen unterschiedliche AF-Werte in den einzelnen Organen. Der höhere Kontaminationsgrad scheint bei Aporrectodea longa vorzuliegen, dessen Werte z.T. 3-4 fach höher liegen als bei Lumbricus terrestris.
Vergleicht man die AF-Werte der einzelnen Organe von Lumbricus terrestris (bei dreimonatiger Teilkontamination) mit den Werten der Bioakkumulation unter Totalkontamination (bis 28 Tagen), so fallen folgende Abweichungen auf:

- Die AF-Werte der Kalkdrüsen liegen niedriger als die des Intestinums
- die Werte von Pharynx, Samenblasen, Magen und Integument liegen im Vergleich zu denen der Kalkdrüsen und des Intestinums zu niedrig (teilweise unter 1).

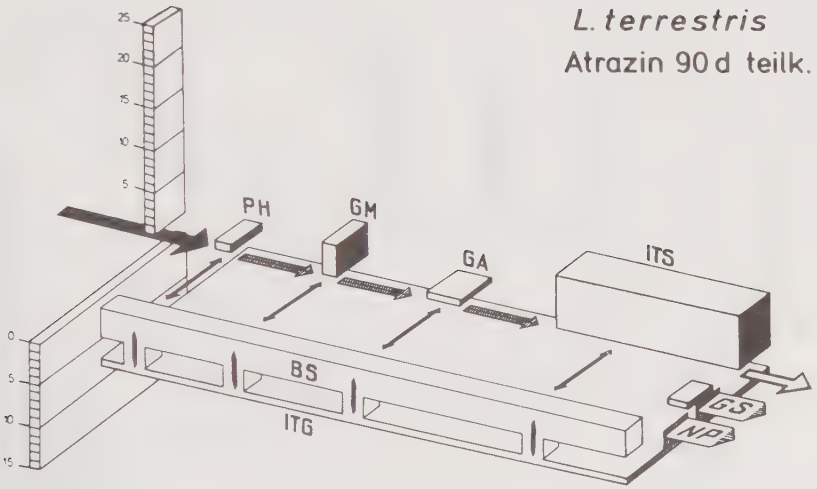


Abb. 81: Anreicherung von Atrazin (und seine Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) unter den Bedingungen einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten, kontaminierten Bodenschicht (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

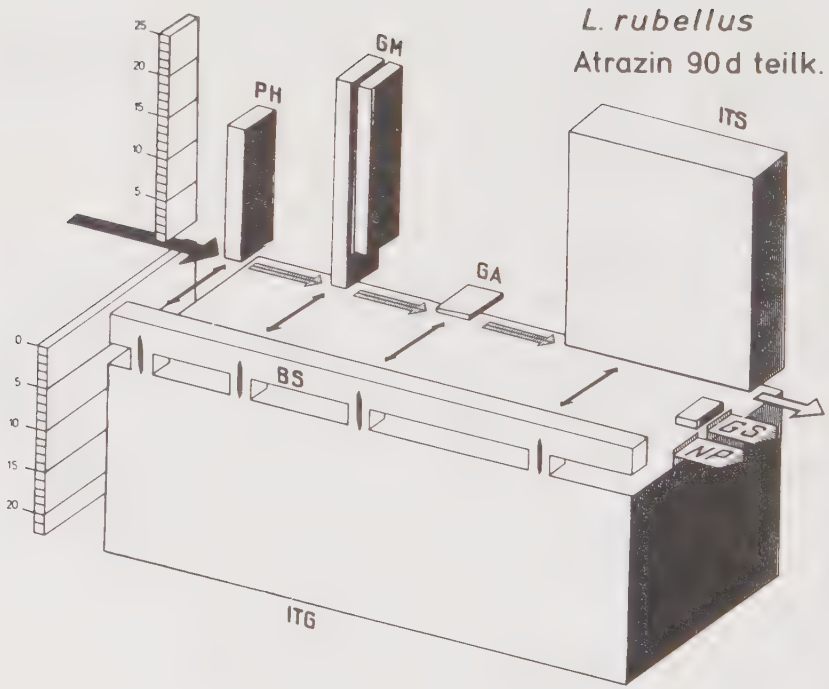


Abb. 82: Anreicherung von Atrazin (und seine Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus rubellus (Feuchtgewicht) unter den Bedingungen einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten, kontaminierten Bodenschicht (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

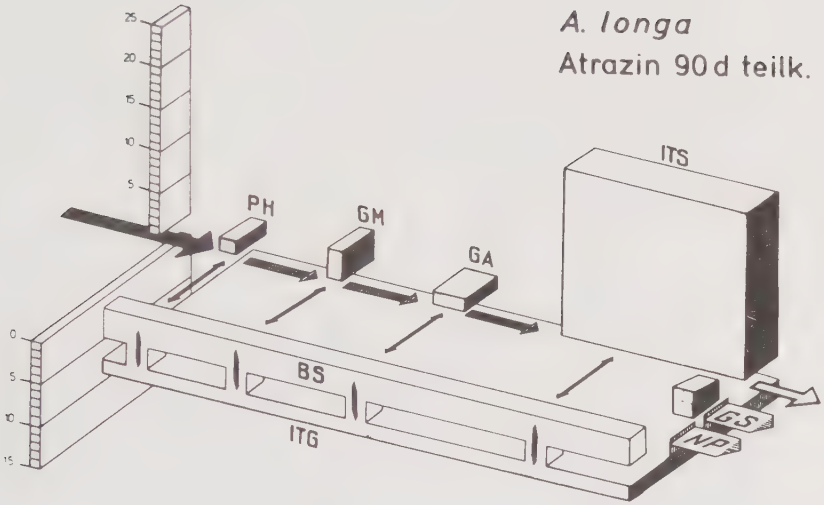


Abb. 83: Anreicherung von Atrazin (und seine Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Allolobophora longa (= A. giardi) (Feuchtgewicht) unter den Bedingungen einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten, kontaminierten Bodenschicht (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

Eine Erklärung für dieses Verteilungsbild könnten nur zusätzliche Untersuchungen erbringen, die folgendes ermitteln würden:

a) Verlauf der Bioakkumulation bei Totalkontamination bis zu 3 Monaten
b) Retentionsverhalten von Atrazin in den verschiedenen Organen
c) Veränderung der Bioverfügbarkeit der Substanz, durch Abbau oder Transformation außerhalb des Regenwurms.

Tab. 33 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von Atrazin nach einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen.

	PH	GM	GS	GA	INS	INT
Lumbricus terrestris	1,2	3,8	0,6	0,5	7,0	0,6
Aporrectodea l. longa	1,5	3,4	2,1	1,6	20,0	2,0
Lumbricus r. rubellus	16,0	46,0	4,4	2,3	26,0	22,0

7.5.3.2.3.3. DDT

Der Teilkontaminationsversuch mit DDT zeigt eine deutliche Differenzierung der artspezifischen Bioakkumulation (Abb.84-87,Tab. 34). Der Kontaminationsgrad bei Oberflächenkontamination (1 cm) fällt in folgender Reihenfolge: Lumbricus rubellus > Eisenia fetida > Aporrectodea longa > Lumbricus terrestris. Die organspezifische Bioakkumulation unter den Bedingungen der Teilkontamination nähert sich den Verhältnissen unter Totakontamination am stärksten an bei Arten, die einen hohen Kontaminationsgrad aufweisen. So ist das Verteilungsbild von DDT in Lumbricus rubellus bei Teilkontamination (Abb. 84) dem Verteilungsbild von Lumbricus terrestris bei Totakontamination von 28 Tagen (Abb. 78) am ähnlichsten. Die Reihenfolge Lumbricus rubellus > Eisenia fetida > Aporrectodea longa > Lumbricus terrestris bleibt auch hier gleich.

Tab. 34 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von DDT nach einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen.

	PH	GM	GS	GA	INS	INT
Lumbricus terrestris	1,0	1,6	1,2	0,6	2,4	0,5
Aporrectodea l. longa	2,6	6,0	5,5	1,8	10,2	1,7
Lumbricus r. rubellus	10,3	8,0	13,6	7,6	20,8	3,0
Eisenia fetida	6,0	9,0	10,0	5,4	8,2	5,8

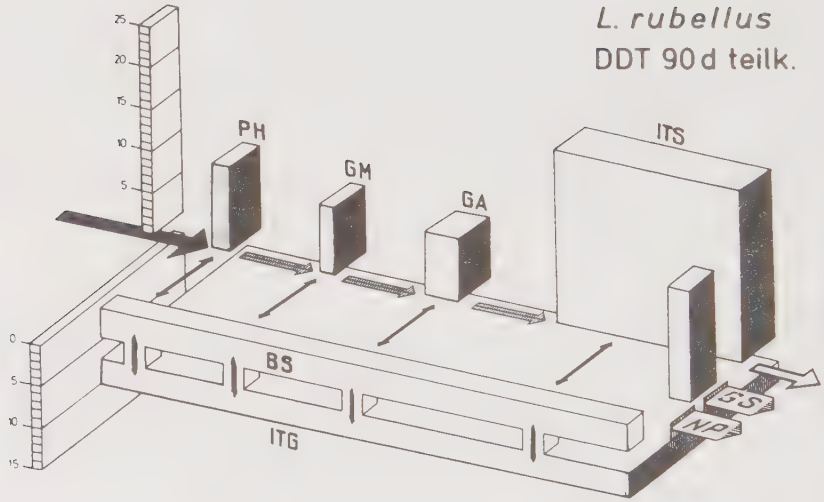


Abb. 84: Anreicherung von DDT (und seine Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus rubellus (Feuchtgewicht) unter den Bedingungen einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten, kontaminierten Bodenschicht (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

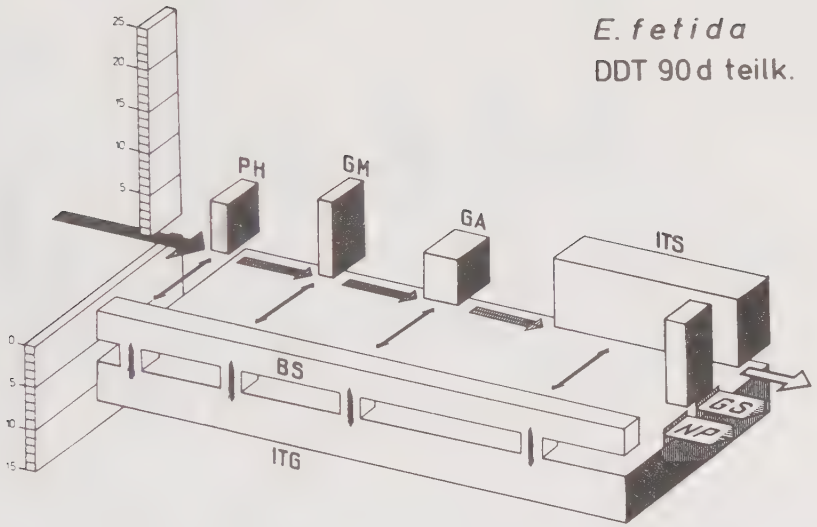


Abb. 85: Anreicherung von DDT (und seine Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Eisenia fetida (Feuchtgewicht) unter den Bedingungen einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten, kontaminierten Bodenschicht (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

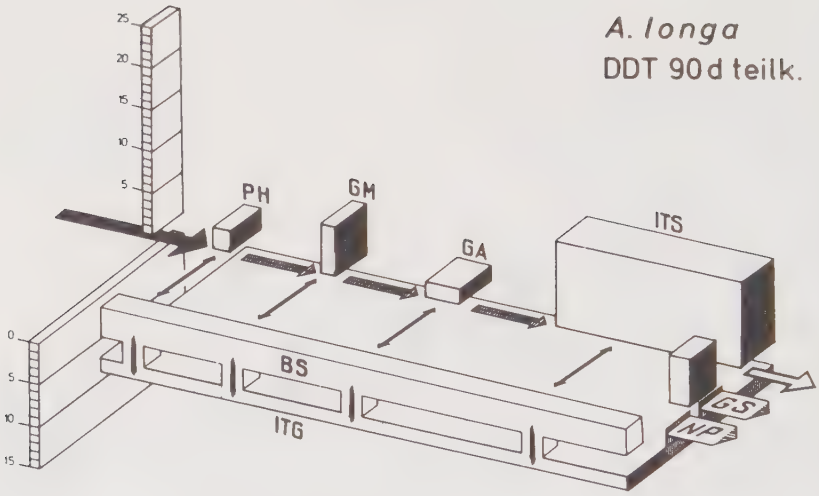


Abb. 86: Anreicherung von DDT (und seine Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Allolobophora longa (= A. giardi) (Feuchtgewicht) unter den Bedingungen einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten, kontaminierten Bodenschicht (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

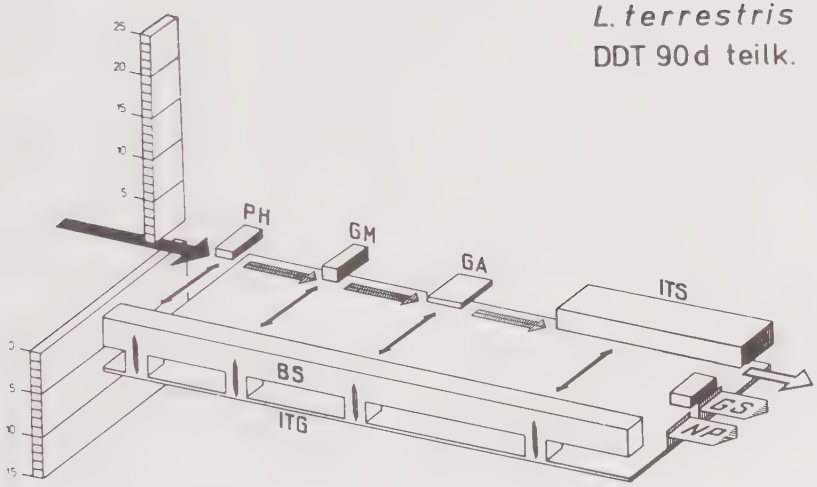


Abb. 87: Anreicherung von DDT (und seine Abbauprodukte) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) unter den Bedingungen einer definierten Teilkontamination (oberste Bodenschicht von 1 cm) nach 90 Tagen. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten, kontaminierten Bodenschicht (Trockengewicht). Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

7.5.3.2.4. Diskussion

Der Vergleich von Totalkontamination und Teilkontamination läßt bei aller Unvollständigkeit der Versuche erkennen:

a) Unter den Bedingungen der Teilkontamination einer diskret kontaminierten Bodenschicht von 1 cm an der Bodenoberfläche werden artspezifische Unterschiede in der Kontamination von Regenwürmern deutlich sichtbar. Danach zeigen Arten von Lebensformtyp "epigäisch-pholeophil/anekto-epigäisch" (Lumbricus rubellus) und "epigäisch-detritophag" (Eisenia foetida) einen höheren Kontaminationsgrad als rein anektische Arten (Aporrectodea longa) oder epi-anektische Arten (Lumbricus terrestris).
Das regelmäßige Nahrungssuchverhalten der rein anektischen Blattfresser (Aporrectodea longa) an der Bodenoberfläche führt scheinbar zu stärkerer Kontamination als bei den epi-anektischen Formen (Lumbricus terrestris), die ihre Lebensweise beim Fehlen von Streumaterial (u.ä.) in tiefere Schichten verlagern. Ob die Kontamination dieser Arten überwiegend in der Drilosphäre (Gesamtheit der Regenwurmgänge) erfolgt (Kap. 7.5.3.2.2.), müssen zukünftige Untersuchungen zeigen.

b) Für das Verteilungsbild von Substanzen im Regenwurm unter den Bedingungen der Teilkontamination sind primär substanzspezifische Dispersionsstrategien entscheidend, die nur in Bioakkumulationstests unter Totalkontamination ermittelt werden können. Eine Beurteilung der unterschiedlichen artspezifischen Kontamination läßt sich am besten mit Substanzen ermitteln, die persistent sind und gleichzeitig akkumuliert werden (Chlorierte Kohlenwasserstoffe, Schwermetalle wie z.B. Cadmium)

c) Für die Beurteilung des Verteilungsbildes bei Teilkontamination sowie für eine Quantifizierung des Kontaminationsgrades ist es notwendig, Kenntnisse über das Retentionsverhalten der Chemikalie in den einzelnen Organen zu haben sowie über die Expositionszeit der Arten während des Versuches. Dies erfordert in der Zukunft die Entwicklung neuer Versuchsanordnungen, um diese Fragestellungen anzugehen.

Wie Versuche mit Teilkontamination zu beurteilen sind im Vergleich zu Freilandversuchen bzw. systemorientierten Simulationsmodellversuchen wird im Kap. 7.5.3.3. diskutiert.

7.5.3.3. Kontamination unter den Bedingungen einer Umweltsimulation in einem Laborökosystem

7.5.3.3.1. Allgemeines, Material und Methoden

Der Vergleich von Kontaminationstests unter reinen Laborbedingungen mit der Situation im Freiland wird in den meisten Fällen erst sinnvoll, wenn man den Einfluß bestimmter Umweltfaktoren, wie z.B. das Klima, in der Weise erfaßt, daß man bestimmte Umweltbedingungen in Laborsystemen simuliert. Ein solches Simulationssystem wurde bereits in Kap. 7.3. vorgestellt: das NATEC-Testsystem.

Anhand verschiedener Referenzchemikalien wurde aufgezeigt, wie diese sich in die einzelnen Kompartimente des Testsystems im Verlauf von 30 Tagen verteilten. Während der absolute Anteil der Substanzen in der Regenwurmbiomasse nur sehr gering war, lagen hier z.T. außerordentlich hohe Akkumulationswerte vor, die individuell starken Schwankungen unterlagen. Die Werte bezogen sich jeweils auf ganze Individuen, wobei keine Artdifferenzierung vorgenommen wurde. Lediglich in den Versuchseinheiten mit 2,4,5-T, DDT und TCE, in die vor Versuchsbeginn die Regenwurmarten Lumbricus terrestris, Lumbricus rubellus und Eisenia fetida zusätzlich eingesetzt worden waren, sowie bei DOP wurde bei der Bestimmung der Radioaktivität eine Differenzierung nach Arten vorgenommen sowie teilweise bei den einzelnen Individuen eine Differenzierung nach Organen.
Für die Substanzen 2,4,5-T und DDT liegen zum Vergleich die Bioakkumulationswerte bis zu 28 Tagen (Totalkontamination) für die Art Lumbricus terrestris vor. Hinzu kommen die Ergebnisse der Teilkontaminationstests (3 Monate) mit DDT. Totalkontaminationstests mit DOP und TCE konnten wie bereits erwähnt aus sicherheitstechnischen Gründen nicht durchgeführt werden. Die Ergebnisse aus dem NATEC-Test mit diesen beiden Substanzen haben für den Vergleich daher nur innerhalb dieses Testsystems einen Wert.

Die Vergleichbarkeit der Daten wird auch in diesen Versuchen dadurch erreicht, daß man die Bioakkumulationsfaktoren zugrunde legt, wobei als Bezugssystem wieder die oberste (am stärksten kontaminierte) Bodenschicht von 1.5 cm genommen wurde.

Neben den eingesetzten Regenwurmarten befanden sich teilweise auch noch Arten im Bodenkern, die vom ursprünglichen Standort her stammten: Aporrectodea caliginosa, Allolobophora chlorotica (2,4,5-T; DDT; DOP; TCE), Aporrectodea longa (2,4,5-T; DOP), Octolasium lacteum (DDT) oder Aporrectodea rosea (DOP). Da diese

Arten ausschließlich dem endogäischen Lebensformtyp zuzuordnen sind, sind ihre Bioakkumulationswerte von großem Wert, wenngleich sie auch nicht mit Werten aus Total- oder Teilkontaminationen verglichen werden können.
Die Anzahl der im Bodenkern gefundenen Individuen variierte bei den einzelnen Arten z.T. beträchtlich. Um den Repräsentativcharakter der Mittelwerte zu verdeutlichen, wird in den Tabellen auch die Individuenbasis (n) jeweils angegeben.

7.5.3.3.2. Ergebnisse

7.5.3.3.2.1. 2,4,5-T

Die Bioakkumulationswerte der Regenwürmer im NATEC-Test mit 2,4,5-T sind in Tab. 35 wiedergegeben. Die spezifischen Radioaktivitätswerte auf der Basis der Drilomasse (D) bzw. auf der Basis der Durchschnittswerte der einzelnen Individuen (W_x) sind bei den einzelnen Arten verhältnismäßig gleich, was auf relativ konstante Massenrelationen innerhalb der Arten schließen läßt. Die höchsten Werte zeigt die Art Allolobophora chlorotica mit außergewöhnlich hohen Werten des Intestinums und des Magens. Es folgt die mehr epigäische Art Lumbricus rubellus und die endogäische Art Aporrectodea caliginosa. Bei den beiden Arten Lumbricus terrestris und Aporrectodea longa, die eine epi-anektische bzw. anektische Lebensweise führen, zeigt die erstere höhere Akkumulationswerte.
Eisenia fetida weist zwar in einigen Organen (Pharynx, Samenblasen, Magen und Integument) höhere Werte auf als Lumbricus terrestris, jedoch liegt der Durchschnittswert niedriger als bei dieser Art (Abb. 88-93).

Vergleicht man nun die Akkumulationswerte bei Lumbricus terrestris im NATEC-Versuch (30 Tage) mit den Werten bei Totalkontamination (28 Tagen), so erkennt man (Tab. 28) insgesamt zwar höhere Werte bei dem Totalkontaminationstest, jedoch ist die Differenz zum NATEC-Test nur sehr gering. Dies bedeutet, daß die Art Lumbricus terrestris unter den Bedingungen einer Umweltsimulation, d.h. bei einem substanzspezifischen Verteilungsgradienten, durchschnittlich einem annähernd gleich hohen Kontaminationsgrad ausgesetzt ist, wie unter den Bedingungen einer Totalkontamination in homogen kontaminiertem Boden.

Es muß in diesem Zusammenhang noch einmal darauf hingewiesen werden, daß die Werte der Individuen im NATEC-Test starken Schwankungen unterliegen, die beispielsweise auch durch hohe Werte der Standardabweichungen sichtbar sind. Maximalwerte bei Lumbricus terrestris (W_{max}) liegen sogar in einem Fall bei einem durchschnittlichen Akkumulationsfaktor von 20,2. Der durchschnittliche Kontaminationsgrad bei Totalkontamination des Bodens wird hier also um das Dreifache überschritten.
Die Durchschnittswerte der einzelnen Organe zeigen im NATEC-Test bei Lumbricus terrestris ein annähernd gleiches Verteilungsbild wie beim Totalkontaminations-

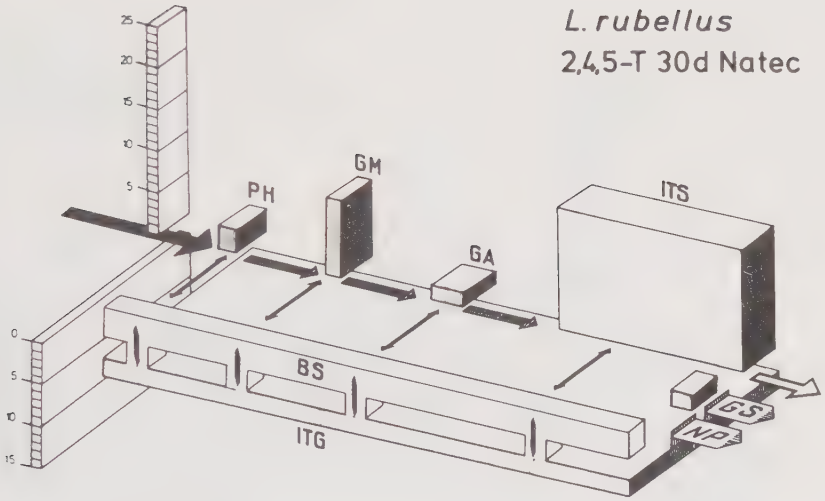


Abb. 88: Anreicherung von 2,4,5-T (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Lumbricus rubellus (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

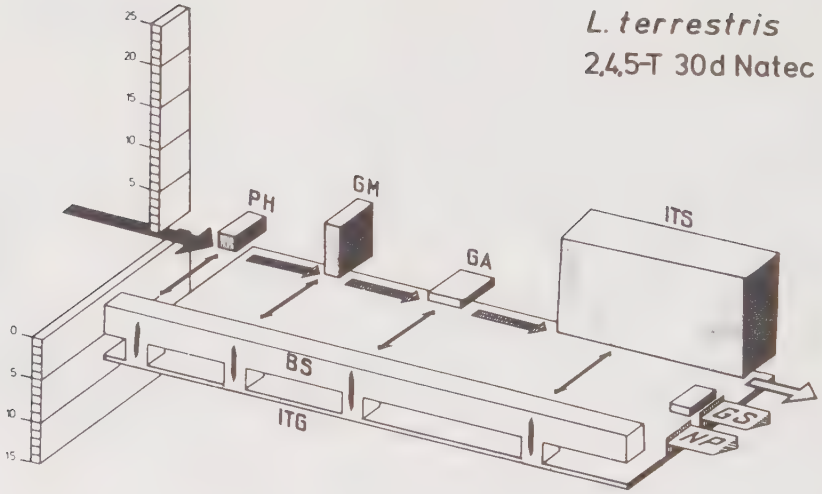


Abb. 89. Anreicherung von 2,4,5-T (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

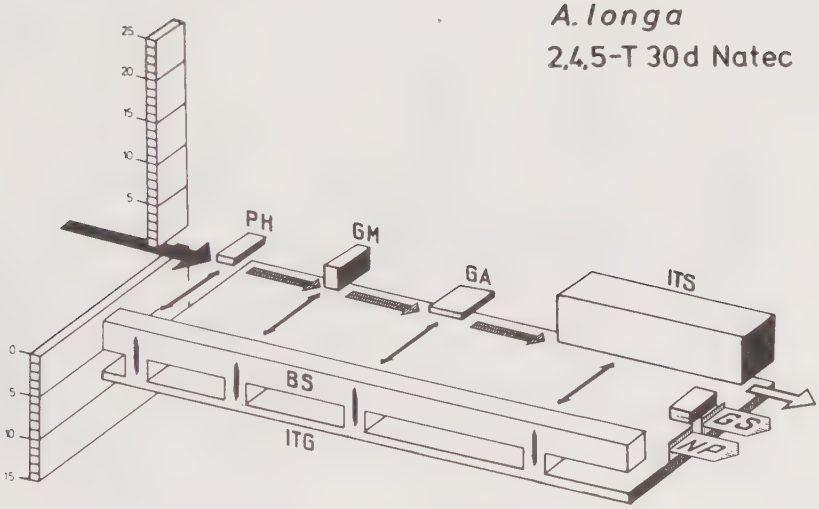


Abb. 90: Anreicherung von 2,4,5-T (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Allolobophora longa (=A. giardi) (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

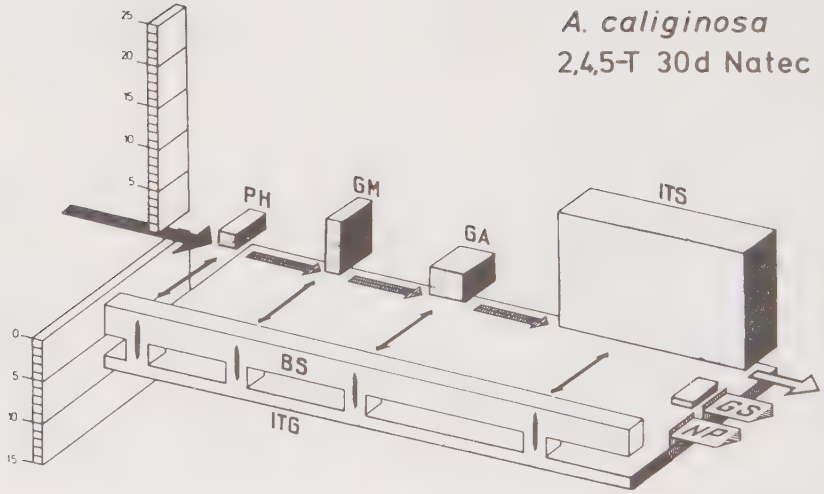


Abb. 91: Anreicherung von 2,4,5-T (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Allolobophora caliginosa (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

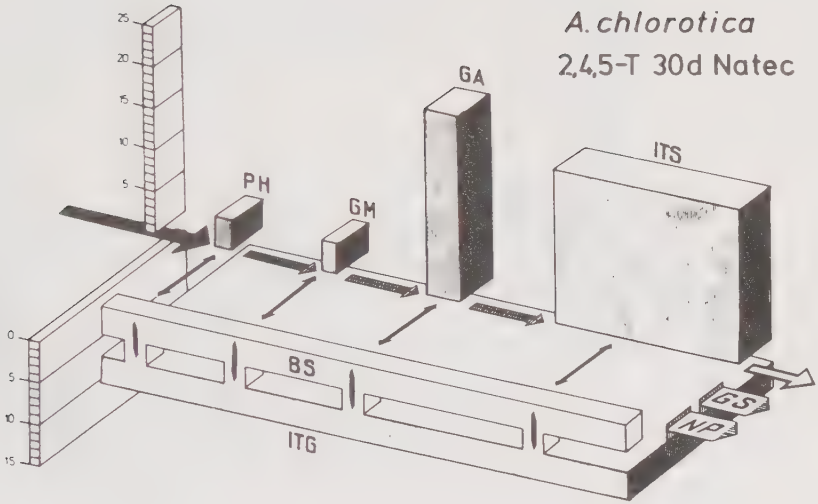


Abb. 92: Anreicherung von 2,4,5-T (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Allolobophora chlorotica (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

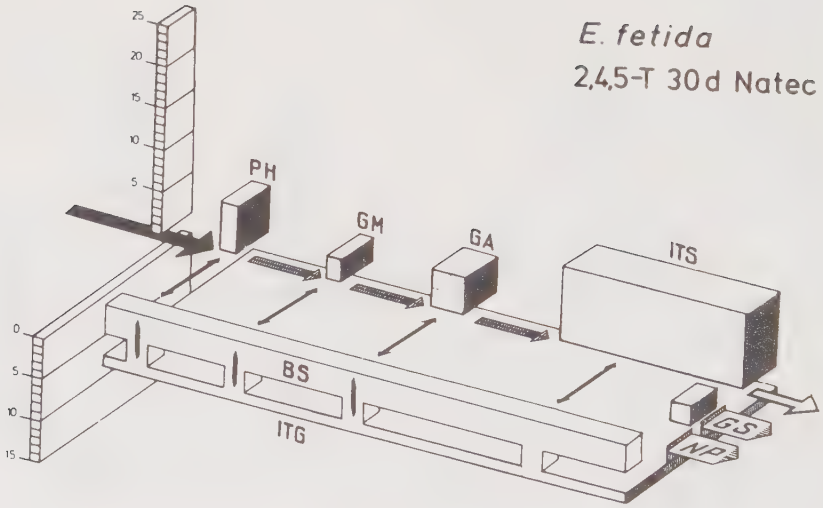


Abb. 93: Anreicherung von 2,4,5-T (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Eisenia fetida (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

test. Ob dies auch für die anderen Arten gilt, läßt sich vorerst nicht sagen, solange für diese keine Totalkontaminationstests vorliegen. Dies gilt auch für die Beurteilung des Kontaminationsgrads, zumal bei manchen dieser Arten im NATEC-Test Akkumulationsfaktoren vorliegen, die höher sind als bei Lumbricus terrestris.

Tab. 35 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von 2,4,5 T nach einer Kontamination im NATEC-Testsystem nach 30 Tagen.

		PH	GM	GS	GA	INS	INT
A. caliginosa	(n=5)	2,0	6,1	0,8	3,2	13,9	1,7
A. chlorotica	(n=2)	3,6	3,6	-	22,2	18,6	3,6
A. longa	(n=1)	1,0	2,8	1,4	0,5	5,8	1,4
L. terrestris	(n=12)	1,4	6,5	0,8	0,8	9,3	0,7
E. fetida	(n=6)	5,8	2,8	2,1	4,1	8,9	1,3
L. rubellus	(n=6)	2,9	9,1	1,8	1,3	14,9	2,5

7.5.3.3.2.2. DDT

Der DDT-Versuch im NATEC-Testsystem wurde mit folgenden Regenwurmarten durchgeführt: Lumbricus terrestris, Lumbricus rubellus, Eisenia fetida, Allolobophora chlorotica und Octolasium lacteum (Abb. 94-97, Tab. 36).
Da bei Eisenia fetida nur ein (juveniles) Tier gefunden wurde, können die Werte für diese Art nicht als repräsentativ angesehen werden.
Die Akkumulationsfaktoren liegen hier z.T. um den Faktor 10 höher als bei den anderen Arten, was allerdings dem Bereich einzelner Maximalwerte (W_{max}) bei den Arten entsprechen kann. Bezüglich der unterschiedlichen Kontaminationsbedingungen zwischen Juvenil- und Adulttieren bei Lumbriciden, sei auf die diesbezügliche Diskussion in Kap. 7.5.3.2.3.2. verwiesen.

Die durchschnittlichen Akkumulationsfaktoren fallen bei den anderen Arten in der Reihenfolge: Lumbricus rubellus > Lumbricus terrestris > Allolobophora chlorotica > Octolasium lacteum.

Vergleicht man die Werte des NATEC-Tests mit den Werten der DDT-Totalkontamination (Lumbricus terrestris), so liegen auch hier beim NATEC-Test niedrigere Werte vor als bei der vollständigen Exposition. Die Werte entsprechen Akkumulationsfaktoren, die bei einer Totalkontamination zwischen 14 und 28 Tagen liegen würden. Das Verteilungsbild (Abb. 95) läßt das Bild einer kontinuierlichen Exposition nur noch grob erkennen. Deutlich weichen die Werte der Samenblasen sowie des Mittel- und Hinterdarms von diesem Bild ab.
Bei den anderen Arten ist der hohe Akkumulationsfaktor der Samenblasen bei Octolasium lacteum und Lumbricus rubellus auffällig, was bei der letzteren Art bereits im Teilkontaminationstest mit DDT auffiel.

Da mit der Substanz DDT auch der Teilkontaminationstest an verschiedenen Arten durchgeführt wurde, bietet sich trotz der unterschiedlichen Versuchsdauer ein Vergleich mit dem NATEC-Versuch an.
Unter den Bedingungen einer Umweltsimulation (NATEC-Testsystem) zeigen die Arten Eisenia fetida und Lumbricus terrestris wesentlich höhere Akkumulationsfaktoren als in einem standardisierten System mit definierter Teilkontamination der Bodenoberfläche (1 cm). Die epigäische Art Lumbricus rubellus hat annähernd gleiche Werte in beiden Systemen während die anderen Arten völlig verschiedene Verteilungsbilder der Substanz aufweisen.

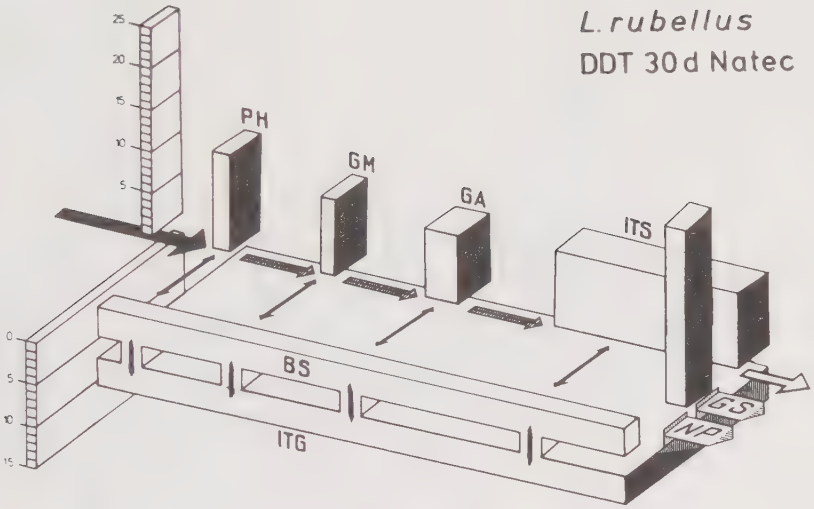


Abb. 94: Anreicherung von DDT (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Lumbricus rubellus (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

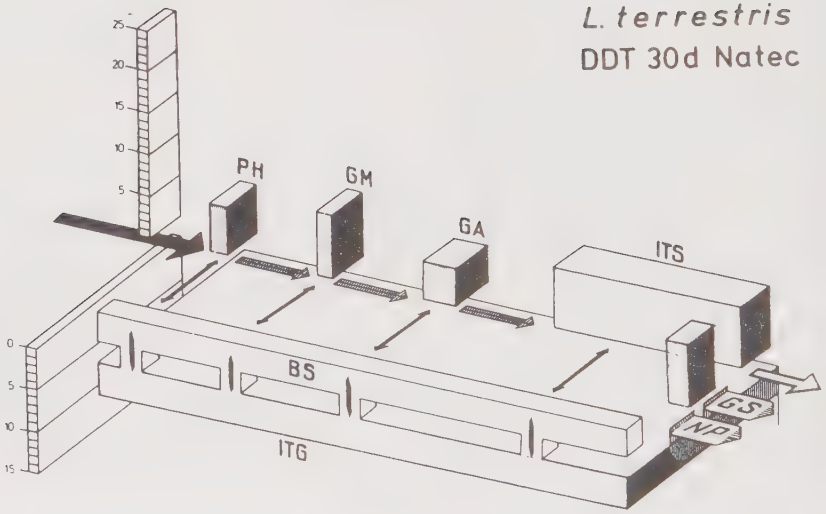


Abb. 95: Anreicherung von DDT (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

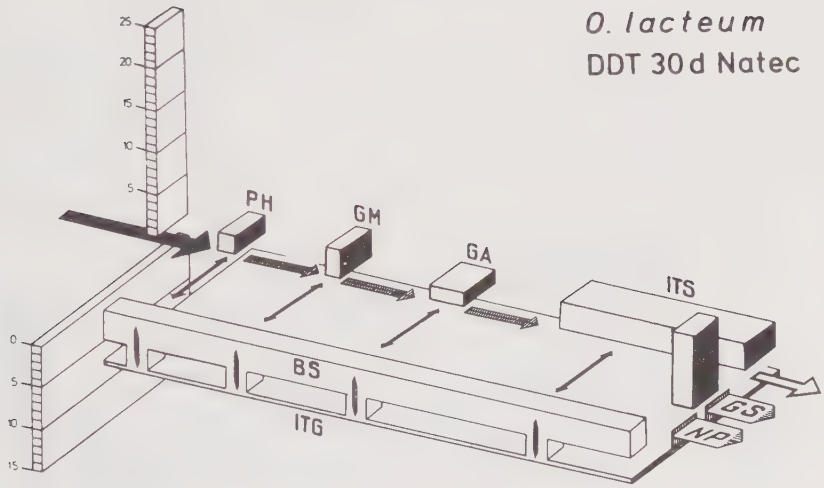


Abb. 96: Anreicherung von DDT (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Octolasium lacteum (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

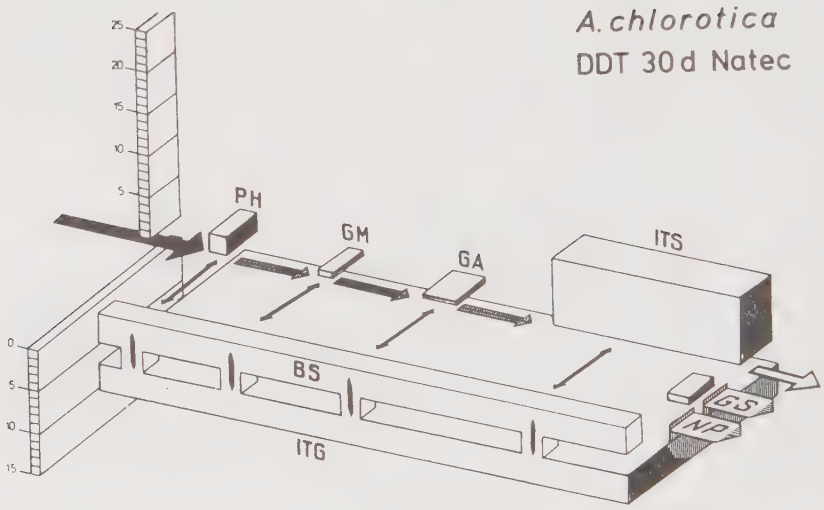


Abb. 97: Anreicherung von DDT (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Allolobophora chlorotica (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

Tab. 36 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht B_{max}) von DDT nach einer Kontamination im NATEC-Testsystem nach 30 Tagen.

	PH	GM	GS	GA	INS	INT
E. fetida (juv)	111,7	74,1	--	87,9	32,3	25,0
L. rubellus (n=15)	11,8	9,2	21,5	8,2	8,7	3,7
L. terrestris (n=13)	5,9	7,6	7,5	4,6	7,8	4.0
O. lacteum (n=2)	2,0	3,1	8,6	1.6	1,6	0,8

Tab. 37 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von DOP nach einer Kontamination im NATEC-Testsystem nach 30 Tagen.

	PH	GM	GS	GA	INS	INT
A. longa (n=3)	6,7	20,9	7,2	16,4	86,5	50,9

Tab. 38 : Bioakkumulationsfaktoren (Organ-Feuchtgewicht/Boden-Trockengewicht) von TCE nach einer Kontamination im NATEC-Testsystem nach 30 Tagen.

	PH	GM	GS	GA	INS	INT
L. rubellus (n=6)	2,2	3,8	4,5	2,5	2,9	3,1
L. terrestris (n=11)	4,0	4,0	4,5	3,1	6,4	2,5

7.5.3.3.2.3. DOP

Zur Ergänzung der vergleichenden Betrachtung sollen hier auch noch die Werte des DOP-Versuches im NATEC-Testsystem dargestellt werden. In diesem Versuch, der chronologisch vor den anderen stattfand wurden die Arten Lumbricus terrestris, Lumbricus rubellus und Eisenia fetida noch nicht zugesetzt. Dennoch enthielt der Bodenkern eine ganze Reihe von Regenwürmern, die von seinem ursprünglichen Standort her stammten, und zwar die Arten:Aporrectodea longa, Allolobophora chlorotica und Aporrectodea rosea. Die durchschnittlichen Akkumulationsfaktoren der ganzen Tiere sind in Tab. 37 dargelegt, wobei neben der Standardabweichung auch W_{max}-Werte (Maximalwerte einzelner Würmer) angegeben sind.

Nicodrilus longus (anektisch) weist die höchsten Akkumulationsfaktoren auf, gefolgt von den endogäischen Arten Aporrectodea rosea, und Allolobophora chlorotica. Die Spannweite der Mittelwerte zwischen den Arten entspricht beinahe der Spannweite der Einzelwerte innerhalb einer Art. So kommt es sogar bei Allolobophora chlorotica zu Akkumulationswerten von 128.3, während der Mittelwert bei 10.0 liegt. Wenngleich die Einzelwerte aufgrund unterschiedlicher Akkumulations- und Retentionsverhältnisse stark schwanken, so läßt sich dennoch ein klares Verteilungsbild erkennen. Tab. 37 zeigt dies am Beispiel von Nicodrilus longus. Die Substanz (bzw. ihre Folgeprodukte) liegt überwiegend im Intestinum und im Integument akkumuliert vor. Ob letzteres auf eine perkutane Aufnahme schließen läßt, kann nur durch zusätzliche Bioakkumulationsversuche geklärt werden.

7.5.3.3.2.4. TCE

Die Substanz TCE zeigt dagegen ein ganz anderes Verteilungsbild. Hier sind die Akkumulationsfaktoren in allen Organen über 1 und beinahe gleich hoch. Dies deutet auf eine Metabolisierung und gleichmäßige, indifferente Verteilung über den ganzen Organismus und entspricht den Verteilungsbildern mit ^{35}S (Tab. 31).

Die durchschnittlichen Akkumulationsfaktoren der Gesamtorganismen nehmen in der Reihenfolge Allolobophora chlorotica > Lumbricus terrestris > Eisenia fetida > Lumbricus rubellus ab.

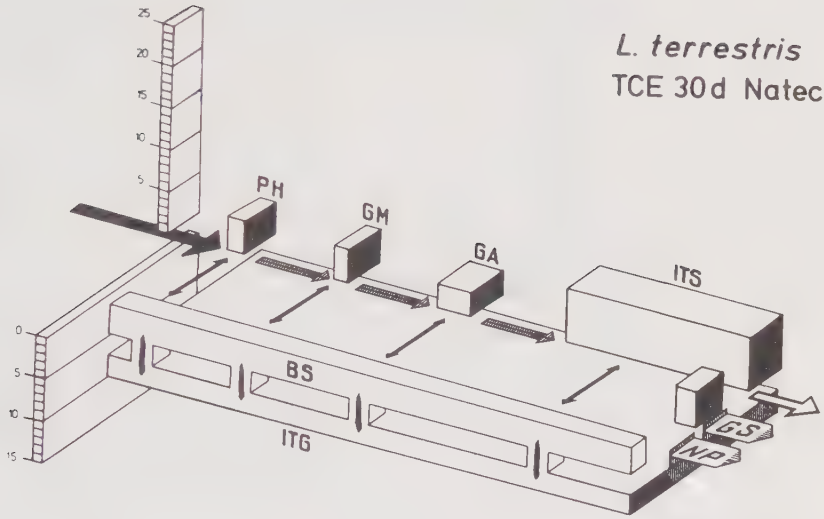


Abb. 98: Anreicherung von TCE (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Lumbricus terrestris (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

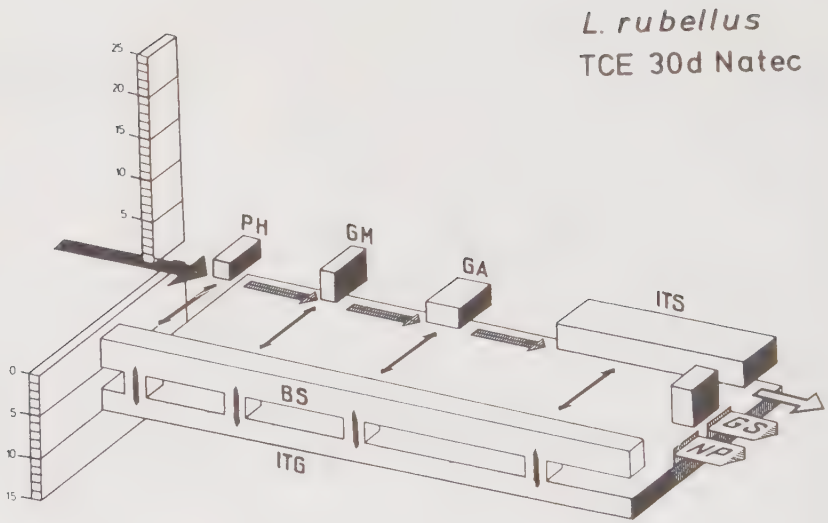


Abb. 99: Anreicherung von TCE (und seinen Abbauprodukten) in verschiedenen Organen von Lumbricus rubellus (Feuchtgewicht) nach 30-tägiger Kontamination im NATEC-Testsystem. Bezugswert der Akkumulationsfaktoren ist der Wert der spezifischen Radioaktivität der obersten Bodenschicht (B_{max}; Trockengewicht).
Zur Erläuterung der Abbildung siehe Abb. 70.

7.5.3.3.3. Diskussion

Anhand der Simulationsversuche mit der NATEC-Testkammer wurde deutlich, daß einige Arten, insbesondere die anektischen, epianektischen und endogäischen Lebensformtypen, einem weit höheren Kontaminationsgrad ausgesetzt sind, wenn sie, statt in einem standardisierten Bodenkern, in einem Naturnähe simulierenden Laborökosystem sich aufhalten. Die folgenden Punkte dürften für die höhere Kontamination ausschlaggebend sein:

a) Verwendung eines natürlichen Bodenkerns. Dadurch verläuft die Verteilung der Chemikalien direkt unter Einbeziehung der vorhandenen Drilosphäre, wobei es einmal zu Einwaschungsprozessen kommen kann, zum anderen auch zu mechanischen und biogenen Materialverlagerungen (Kap. 7.5.3.2.2.).
Da die Gangsphäre gleichzeitig als Wohnröhre, insbesondere der anektischen Typen, dient, kann es hier zu einer erhöhten Kontamination kommen. Wie Kapitel 7.5.3.2.2. zeigte, konnten Einzelpartien der Wurmgänge Konzentrationswerte erreichen, die denen der Bodenoberfläche (bei Oberflächenkontamination) entsprechen.

b) Verwendung einer Bepflanzung des Bodenkerns. Da die Adsorption von Chemikalien bei der Applikation an organisches Material, z.B. Pflanzenmaterial, sehr hoch liegen und gleichfalls eine Bioakkumulation durch die Pflanze gegeben sein kann, wie dies Kap. 7.3.2. zeigte, besteht bei der Aufnahme von Blatt-, Streu- oder Wurzelmaterial durch Regenwürmer ein erhöhter Kontaminationsgrad. (Obwohl im NATEC-Testsystem bei DDT ein ähnlicher Verteilungsgradient im Boden vorlag wie bei den Teilkontaminationstests (Kap. 7.5.3.2.), waren die Akkumulationsfaktoren von Lumbricus terrestris beinahe so hoch, wie bei einer Totalkontamination. Dies läßt sich nicht durch einen Aufenthalt in der obersten Bodenschicht erklären, sondern nur durch eine zusätzliche Kontamination über die Blatt- bzw. Streunahrung. Vorhandene Nahrung auf der Bodenoberfläche lockt darüber hinaus die Würmer nach oben und veranlaßt eine höhere Bewegungsaktivität der Tiere.

c) Verwendung eines "Standardklimas". Im Gegensatz zu konstanten Klimabedingungen im Labor beeinflußt ein Standardklima in einem Simulationsmodell nicht nur das klimabedingte Dispersionsverhalten von Chemikalien, sondern auch die physiologische Aktivität (evtl. Rhythmik) der Regenwürmer, was ebenfalls eine höhere Kontamination zur Folge haben kann.

7.6. Die Persistenz und Retention von Chemikalien

Bei der Problematik der Kontamination von Regenwürmern durch Umweltchemikalien stellt sich für die Beurteilung dieser aus ökotoxikologischer Sicht primär die Frage, in welcher Form die Chemikalie vorliegt, um an den Wirkort im Organismus zu gelangen (Bioverfügbarkeit) und um dort toxisch zu wirken (Biotoxizität). Beides ist im wesentlichen von der Persistenz der Chemikalie abhängig, d.h. von ihrer Eigenschaft, auf dem Weg zum Wirkort keinen chemischen Transformationen zu unterliegen. Da bei Pestiziden diese Frage auch für die Wirkung der Substanz am Zielorganismus, dem zu bekämpfenden Schädling, von Bedeutung ist, stand sie bereits in den 50-er und 60-er Jahren dieses Jahrhunderts im Mittelpunkt der Pestizidforschung (GUENZI 1974). Im allgemeinen läßt sich unterscheiden:

a) Abiotischer Abbau durch
   - Hydrolyse
   - photochemische Prozesse
   - oxydative und reduktive Reaktionen

b) Biotischer Abbau durch
   - Mikroorganismen des Bodens
   - die Bodenfauna
   - die Pflanze

Die umfangreiche Problematik des abiotischen Abbaues und der Metabolisierung von Pestiziden soll hier nicht diskutiert werden, da dies auch nicht im Mittelpunkt der Untersuchungen stand.
Es sei hier lediglich auf einige Arbeiten verwiesen, in denen Fragen zur Persistenz und Biodegradation behandelt werden.
ARMSTRONG und KONRAD (1974) geben einen allgemeinen Überblick über abiotische Degradationsvorgänge bei Pestiziden.
KORTE (1980) demonstriert anhand ausgewählter Xenobiotika die Möglichkeiten abiotischer Umwandlungen durch photochemische Prozesse. Eine Übersicht zur Biodegradation und Metabolisierung von Pestiziden durch Mikroorganismen geben KAUFMAN (1974) und MUNNECKE et al. (1982). Über den Abbau bzw. die Metabolisierung einzelner Substanzgruppen berichten zahlreiche Arbeiten. Erwähnt sei hier für die Organophosphorverbindungen die Monographie von FEST und SCHMIDT (1973), für die Carbamate die Monographie von KUHR und DOROUGH (1976) und für die chlorierten Kohlenwasserstoffe die Arbeit von EDWARDS (1975). HOWARD et al. referierten 1975 in einer umfassenden Studie den damaligen technischen Stand zur Bestimmung der Per-

sistenz von Chemikalien in der Umwelt. Die grundlegenden Aspekte in dieser Studie haben ihre Gültigkeit behalten, wenngleich die analytischen Verfahren verfeinert und bereichert wurden. Die Suche nach geeigneten Testverfahren zur Erfassung der Persistenz und Bewertung der Chemikalien wird auch heute noch unvermindert fortgesetzt. Dies gilt vor allem für Untersuchungen, bei denen ein holistischer Ansatz berücksichtigt wird (Laborökosysteme, Freilandversuche). Gleichzeitig wurden jedoch auch standardisierte Testverfahren entwickelt (OECD-test guidelines), mit deren Hilfe der Abbau von Chemikalien verglichen werden kann, womit eine Klassifizierung der Chemikalien hinsichtlich ihrer Persistenz und ihres Abbaus möglich ist.

Der Begriff Biodegradation beinhaltet primär alle Abbauvorgänge, die durch lebende Organismen bedingt sind. Für eine Bewertung dieser Vorgänge ist es notwendig, folgende Unterscheidung zu machen.

a) Primäre Biodegradation.
   Unter diesem Begriff versteht man jede primäre biogene Transformation der Chemikalie, die eine Veränderung der ursprünglichen Identität der Substanz zur Folge hat.

b) Endgültige Biodegradation.
   Dieser Begriff kennzeichnet den totalen Abbau einer organischen Chemikalie zu Wasser und Kohlendioxyd und eventuell auch zu anorganischen Verbindungen.

c) Hinreichende Biodegradation.
   Die Abgrenzung dieses Begriffes orientiert sich an einer spezifischen Eigenschaft der Chemikalie, etwa der Toxizität, die durch den biogenen Abbau der Substanz verloren geht. Die hinreichende Biodegradation liegt also immer zwischen den beiden Extremen der primären und der endgültigen Biodegradation. Sie ist in unserem Zusammenhang eng verknüpft mit dem Begriff der Detoxifikation.

Eine primäre Biodegradation kann zu einem Folgeprodukt führen, das eine wesentlich höhere Toxizität aufweist. Der durch den Abbau bedingte Identitätsverlust führt in der Regel auch zu anderen Eigenschaften der Substanz. Aus der Sicht der chemischen Analytik ergeben sich hier meist große Probleme der Identifizierung. Führt die Degradation gleichzeitig zu einer Mobilisierung der Folgesubstanz, so kann dies für eine Substanzverlagerung oder für eine Elimination von Bedeutung sein. Die einzelnen Metabolisierungsprodukte können unterschiedliche toxische Eigenschaften besitzen. In der Regel nimmt die Toxizität im Verlauf der Biodegradation ab. Ein Vergleich der Toxizität von Ausgangssubstanz und Folgeprodukt führt zur Berechnung des Detoxifikationsfaktors (MUNNECKE et al. 1982).

Aus ökotoxikologischer Sicht ist eine hinreichende Biodegradation erst dann erreicht, wenn die toxischen Eigenschaften der Substanz gänzlich verloren sind. Neben diesen mehr qualitativen Aspekten wäre für die Praxis der quantitative Aspekt der Persistenz von Pestiziden im Boden von großer Bedeutung. Da Biodegradationsvorgänge niemals synchron verlaufen und die Bioverfügbarkeit der Substanz für die einzelnen Organismen unterschiedlich ist, läßt sich eine Quantifizierung nur mit Vorbehalten durchführen. Dies gilt auch für die Erstellung von mathematischen Modellen, wie sie TROESTER et al. (1984) vorstellten. Das Problem beinhaltet die Festlegung und Komplexbildung von Substanzen im Boden ('bound residue problem', FÜHR 1984) oder in bestimmten Organen bei gleichzeitiger Inaktivierung. Liegt keine Degradation vor, so kann es zu einer späteren Reaktivierung kommen. Die Retention einer Chemikalie in einem Organismus oder gar in einem Organ ist nicht zwingend von der Persistenz der Chemikalie abhängig, sondern sie ist durch die physiko-chemischen Eigenschaften derselben bedingt. Liegt eine Biodegradation vor, so kann es zu einem mehrphasigen Retentionsverhalten der Metaboliten kommen.

In Untersuchungen zur Persistenz von Pestiziden, insbesondere bei Rückstandsanalysen im Freilandversuch, bedient man sich gerne des Begriffs der Halbwertszeit, um die Retention zu beschreiben. Im Gegensatz zur Halbwertszeit des radioaktiven Zerfalls wirken zeitunabhängige Umweltfaktoren auf den Verlauf der Degradation ein. Dennoch ist die Verwendung des Begriffs sinnvoll, um eine grobe Klassifierung der Chemikalien gemäß ihrer Persistenz vornehmen zu können. Dies gilt vor allem, wenn man eine potentielle Akkumulation bewerten will nach einer mehrmaligen Anwendung der Chemikalie (HILTBOLD 1974, EDWARDS 1975). In Tab. sind die wichtigsten Weinbergchemikalien hinsichtlich der Halbwertszeit ihrer Persistenz klassifiziert, soweit dies aus der Literatur zu entnehmen war.

Weitere Informationen zur Persistenz und Metabolisierung der einzelnen Substanzen sind dem Anhang zu entnehmen.

7.7. Sekundäreinflüsse von Chemikalien auf Regenwürmer

Die im Kapitel 7 dargestellten Untersuchungen umfassen nur den Bereich direkter Beeinflussungen der Regenwürmer durch Umweltchemikalien. Daneben sind eine ganze Reihe von indirekten Einflüssen denkbar, die auf Störungen von Wechselbeziehungen im Ökosystem zurückzuführen sind. Wenngleich umfassendere Untersuchungen zu diesem Komplex bisher weitgehend fehlen, so soll dennoch auf die Bedeutung dieser indirekten Beeinflussungen hingewiesen werden, in der Hoffnung, daß man sich in Zukunft diesem Bereich verstärkt zuwendet.
Folgende Aspekte sind dabei zu berücksichtigen: (Abb. 1)

a) Störungen der intraspezifischen Beziehungen.
Dieser bisher wenig beachtete Aspekt umfaßt alle Veränderungen demökologischer Art innerhalb einer Population, so daß es zu einer Veränderung der Populationsstruktur kommt. Eine besondere Bedeutung erhält hierbei die Schädigung von Juvenilstadien im Zusammenhang mit einer Regeneration der Populationsstruktur im Sinne einer kompensatorischen Sterblichkeit. Anpassungen an chemische Belastungen könnten auch durch eine Änderung der bionomischen Strategien (siehe Kap. 6.4.) gegeben sein.

b) Störungen der interspezifischen Beziehungen.
Dieser Aspekt berücksichtigt vor allem die interspezifischen Konkurrenzverhältnisse innerhalb einer Regenwurmzönose. Der Wegfall einer Art kann zur Begünstigung oder zum Rückgang anderer Arten führen, so daß es zu Veränderungen der Dominanzvernältnisse kommen kann. Über die Stellvertreterfunktion einzelner Arten innerhalb derselben ökologischen Lebensformtyps wissen wir, daß sehr oft ein temporärer Konkurrenzausschluß gegeben ist durch eine Frühjahrs- oder Herbstpopulation. Wieweit der Ausfall einer Art mit Frühjahrsmaximum durch eine andere Art gleichen Lebensformtyps mit Herbstmaximum ausgeglichen werden kann, etwa durch die zusätzliche Ausbildung einer Frühjahrspopulation, ist bisher unbekannt. Zu den interspezifischen Wechselbeziehungen zwischen Arten unterschiedlicher ökologischer Lebensformtypen haben wir keine quantitativen Daten. BOUCHE (1972) macht aufgrund seines Datenmaterials von 1526 Standorten in Frankreich Angaben zur spezifischen Affinität der Arten untereinander. Bezogen auf die Arten, die in den Weinbergen Deutschlands gefunden wurden (Kap. 5.1.1.), ist bei diesen in den meisten Fällen die Möglichkeit des Zusammenlebens ('cohabitation') gegeben.

c) Störungen funktioneller Beziehungen

Neben den reinen interspezifischen Beziehungen können auch allgemeine funktionelle Beziehungen gestört sein, wie z.B. der Verlauf der Dekomposition.
Die Störung einzelner Destruentenketten gehört im weiteren Sinne noch zu den Störungen interspezifischer Beziehungen. So kann theoretisch der Ausfall eines dominanten makroedaphischen Destruenten teilweise durch andere Vertreter dieser Gruppe ersetzt werden. Da hierfür ein gewisses Kontingent von Stellvertretern vorhanden sein muß, dies jedoch in den meisten untersuchten Weinbergen fehlt (Fehlen von Diplopoden und Asseln), kann es somit zu echten funktionellen Ausfällen kommen (Verminderung der Streuabbaurate). Eine weitere indirekte Beeinflussung der Destruenten ist beim Einsatz von Herbiziden gegeben, durch die Veränderung bzw. Verminderung des nutritiven Potentials, was nicht nur zu einer quantitativen Reduktion der Destruentenbiomasse führt, sondern auch zu Veränderungen in den Dominanzstrukturen der einzelnen Destruentenzönosen.

d) Störungen der Beziehungen zu Mikroorganismen

Ein Sonderfall der Störung interspezifischer oder funktioneller Beziehungen ist die Beeinflussung von Mikroorganismen.
Aufgrund der Auswertung von 1600 Einzelpublikationen und ca 20 Sammelreferaten der letzten 30 Jahre weist DOMSCH (1984, 1985) auf den Anteil reversibler (18 %) und persistenter (39 %) Wirkungen von Pestiziden auf Mikroorganismen hin, bewertet diese jedoch als tolerierbar in Bezug auf die Produktionsleistung des Bodens.
Wieweit durch die Schädigung der Mikroorganismen auch eine indirekte Beeinflussung der Bodenfauna vorliegt, bleibt offen. Gerade der hohe Anteil fungizider Wirkstoffe, einschließlich des Elementes Kupfer kann zu nachhaltigen Veränderungen der Bodenpilzzönosen führen und somit auf mykophage Bodentiere (Collembolen) wirken. Auf die enge Beziehung von Mikroorganismen und Regenwürmern wurde bereits in Kap. 2.2.8.1. hingewiesen. Ungeklärt ist in diesem Zusammenhang immer noch die Hypothese, daß den Regenwürmern ein Teil ihrer Darmmikroflora als Proteinquelle dient. Die Aufklärung von Wechselbeziehungen stößt in diesem Bereich sehr schnell an methodische Grenzen, so daß für zukünftige Forschungsarbeiten eine ganze Reihe von Fragen offen bleiben.

e) Störungen von Räuber-Beute-Beziehungen

Die Störung von Räuber-Beute-Beziehungen kann aus ökotoxikologischer Sicht mit zu den nachhaltigsten Störungen des Naturhaushaltes gehören. Bei der Bodenfauna trifft dies vor allem für das Mesoedaphon zu, wo zahlreiche Wechselbeziehungen nachgewiesen werden konnten, nicht zuletzt aufgrund der hohen Dichte

auf relativ engem Raum.
Regenwürmer und andere makroedaphische Destruenten dürften dagegen nur bedingt eine Primärregulation durch Prädatoren erfahren. Dies ist zumindest zu vermuten, wenn man die Größen- und Produktionsverhältnisse zwischen ihnen vergleicht. Davon ausgehend kann man dagegen annehmen, daß bestimmte Prädatoren, wie z.B. einige Großcarabidenarten oder Chilopodenarten, die sich hauptsächlich von Regenwürmern ernähren, bei einem Wegfall dieser Ressource selbst eine Regulation erfahren. Umfassendere Untersuchungen zu diesem Komplex fehlen bisher weitgehend.

7.8. Diskussion

Die in Kap. 7 dargestellten Untersuchungen zur ökotoxikologischen Beeinflussung von Regenwürmern im Weinbergökosystem berücksichtigen zwei unterschiedliche Aspekte:

1.) den Verteilungs-Aspekt

2.) den Wirkungs-Aspekt.

Die Darstellungen zum Verteilungs-Aspekt (Kap. 7.3. - 7.5.) zeigten, daß

- eine Prioritätsliste erstellt werden kann bezüglich der durchschnittlichen (und maximal beobachteten) Applikationsmenge und Applikationshäufigkeit,
- daß die Verteilung der Chemikalien bei ihrer Ausbringung vom Typ der Applikationstechnik beeinflußt wird, daß jedoch bei allen Techniken ein großer Teil der Chemikalien direkt auf den Boden gelangt,
- daß die Dispersion der Chemikalien sehr stark vom physiko-chemischen Verhalten der formulierten Substanz abhängt und durch klimatische Faktoren und Raumstrukturen zu inhomogenen Verteilungsbildern führt,
- daß die überwiegende Zahl der Weinbergchemikalien in den obersten Zentimetern des Bodens abgelagert werden, bei einer deutlichen Gradientenbildung, die lediglich durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen gestört werden kann.
- daß innerhalb der Drilosphäre, d.h. der Regenwurmgänge, eine vom Verteilungsgradienten völlig abweichende Kontamination stattfindet, die in tieferen Bodenschichten zu Konzentrationen führen kann, welche der obersten Bodenschicht entspricht,
- daß Regenwürmer organische Xenobiotika in äußerst starkem Maße anreichern können (Abhängigkeit vom n-Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient), wobei es zu großen individuellen Schwankungen kommen kann aufgrund unterschiedlicher Kontamination,
- daß sich bei den einzelnen ökologischen Lebensformtypen Unterschiede in der Bioakkumulation erkennen lassen, die primär von den Kontaminationsbedingungen (unterschiedliche Lebensweise!) abhängen, die darüber hinaus aber auch durch physiologische Unterschiede beeinflußt werden können (unterschiedliche Bioakkumulation bei Totakontamination),
- daß die Unterschiede zwischen den einzelnen ökologischen Lebensformtypen, die auf Durchschnittswerten beruhen , geringer sein können als die individuellen Schwankungen einzelner Arten.

Zum Wirkungsaspekt wurden die direkten Auswirkungen auf Regenwürmer nur anhand von akuten Regenwurmtoxizitätstests untersucht. Danach läßt sich eine Prioritätsliste der Weinbergchemikalien erstellen, die deutliche Unterschiede zur Warmblütertoxizität aufweist. Der Vergleich der Regenwurmtoxizität der Weinbergchemikalien mit Literaturangaben zur Wirkung von Chemikalien auf Regenwürmer im Freiland (bei vergleichbarer Toxizität im Laborversuch) macht deutlich, welch große Bedeutung der Persistenz und Detoxifikation der Chemikalien zukommen muß. Aus dieser Sicht birgt nur ein geringer Teil der Weinbergchemikalien, nämlich die hochtoxischen und persistenten Substanzen, ein echtes akutes Gefahrenmoment für die Regenwürmer.
Wieweit dieses Gefahrenmoment im subletalen Bereich zu bewerten ist, bleibt zukünftigen Untersuchungen überlassen. Das gleiche gilt für die Beurteilung der indirekten ökotoxikologischen Einflüsse.

8. Die Risikoermittlung - eine Zusammenfassung unter Berücksichtigung der Einzeldiskussionen.

Die Vielfalt der Lebensformen, wie sie uns in der unüberschaubaren Anzahl der Arten begegnet, ist nicht nur ein Ergebnis zahlreicher Evolutionsprozesse sondern auch ein Abbild verwirklichter Anpassungsmöglichkeiten an die spezifischen Umweltbedingungen. Die Anpassung des einzelnen Organismus oder seiner Art an die systemaren Bedingungen mag auf deskriptiver Ebene erkennbar sein, der "Nutzen" für das Ökosystem bleibt für uns nur bedingt erkennbar, da der systemare Charakter bisher nicht in seiner Gesamtheit erfaßt werden kann. Die Diskussion um den qualitativen oder quantitativen Stellenwert einer Art im System setzt einen Dualismus voraus, der im Systemaren nicht begründet ist. Häufig weicht man der Diskussion aus, indem man den Stellenwert einer Art gleichsetzt mit ihrem Anteil an bestimmten funktionellen Prozessen, die das Ökosystem prägen. Dies ermöglicht zwar eine Quantifizierung, führt jedoch gleichzeitig zu einer Reduktion der einzelnen Systemelemente und damit des Qualitativen.
Es mag bei einigen Tiergruppen der Eindruck entstehen, daß sie durch ihre dominante Stellung das Ökosystem prägen. Dabei verkennt man, daß die Dominanz lediglich Ausdruck einer optimalen Anpassung ist. Es gibt nur sehr wenige Beispiele aus dem Tierreich, wo es Arten gelungen ist, durch aktives Wirken den Lebensraum zu eigenen Gunsten zu verändern. Die geplante und gezielte Nutzung natürlicher Ressourcen bleibt dem Menschen vorbehalten. Er allein war (und ist) in der Lage, riesige Landflächen umzugestalten und durch seine Tätigkeiten Umweltprobleme von globalen Dimensionen zu schaffen.
Es ist sehr schwer die Gefahren und Risiken der menschlichen Eingriffe in die Natur zu erkennen und für Mensch und Umwelt gleichzeitig zu bewerten.

Die Gefahren und Risiken für den Menschen erkennt dieser (zumindest im abendländischen Kulturkreis) meist nur aus seiner individuellen Existenzangst und nicht aus einer Angst um die Erhaltung seiner Art. Das ökologische System sieht er dagegen (abstrahierend) als Ganzes (z.B. ein bestimmtes Ökosystem) und somit auch in seiner Ganzheit Gefahren und Risiken ausgesetzt.
Es spielt dabei nur eine sekundäre Rolle, daß der Mensch in diesen Ökosystemen lebt, da er einmal in der Lage ist, seine Umwelt so zu gestalten, daß er von natürlichen Systemen weitgehend unabhängig wird, zum anderen aber, daß das einzelne (natürliche) Ökosystem auch ohne ihn existieren könnte.
Agrarökosysteme, also "unnatürliche" anthropogen geprägte Ökosysteme werden hinsichtlich Gefährdung und Risiken nur soweit als System betrachtet, solange die Funktion ihrer Zielvorgabe, der Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse, gegeben ist. In diesem Sinne ist auch DOMSCH (1984) zu verstehen, wenn er schreibt:

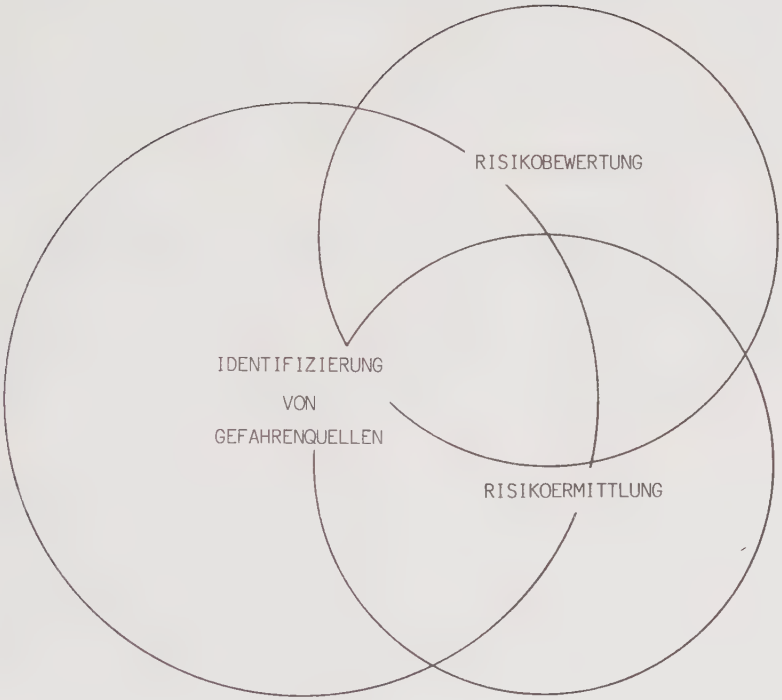


Abb. 100: Elemente der Risikoanalyse

"Alle ernsthaften Bemühungen gehen dahin, mögliche Toxizität (hier: an Bodenmikroorganismen) an Parametern zu messen, die mit der Bodenproduktivität ('Bodenfruchtbarkeit') in Verbindung stehen. Dieses Vorgehen ergibt sich aus der Tatsache, daß die hier zu behandelnden Chemikalien als Produktionsmittel in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Solange an dieser Praxis festgehalten wird, ist es unangebracht, gleichzeitig strengen Arten- und Biotopschutz für landwirtschaftliche Produktionsflächen zu fordern....."

Die Tatsache, daß Agrarflächen gleichzeitig der Lebensraum für eine vielfältige Lebensgemeinschaft sein können, fällt dieser Art der Betrachtung ebenso zum Opfer wie die Tatsache, daß das Agrarökosystem im landschaftlichen Raum eine eigene (systemgebundene) Funktion erfüllt.

Die Risikoforschung entwickelte sich seit Beginn der 70-er Jahre d.Jh. hauptsächlich in den Vereinigten Staaten von Amerika als Folge der rasanten Entwicklung der Großtechnologien und der erkennbaren Umweltprobleme nach dem Zweiten Weltkrieg.
Sie bewegte sich dabei überwiegend im theoretischen Raum und diente der Entwicklung theoretischer Konzepte, die die politische Entscheidungsfindung erleichtern und die Entwicklung spezieller Schutzstrategien zur Folge haben sollte.
Einen Überblick über bestimmte theoretische Ansätze zur Risikoforschung geben ROWE 1977, KATES (1978) und COPPOCK (1980) sowie Studien des National Research Council der USA (1982), der Royal Society des UK (1978, 1981 und 1983) und des European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre in Brüssel (1984a, 1984b).

KATES (1978) gliedert die einzelnen Elemente der Risikoermittlung in drei unterschiedliche Kategorien, die sich gegenseitig überlappen und beeinflussen (Abb. 100) Bezieht man seine Konzeption auf den uns hier interessierenden Bereich der Regenwürmer so ergibt dies folgende Unterteilung:

a) Identifizierung von realen oder potentiellen Gefahrenquellen ('hazard identification').
   Dies beinhaltet das Erkennen von Gefahrenquellen für die Regenwurmgesellschaft oder einzelne Regenwurmarten und läßt sich in der Frage zusammenfassen:
   Was ist der Grund für unnatürliche Veränderungen in der Regenwurmpopulation und wie treten diese Veränderungen auf?

b) Die Risikoermittlung ('risk assessment, risk estimation').
   Dieser Bereich umfaßt weiterhin den quantitativen Aspekt zur Ermittlung des Schädigungspotentials ('threat potential of the hazard', 'hazard assessment') und läßt sich in der Frage zusammenfassen:

Wie bedeutend sind die Auswirkungen einer Schädigung der Regenwurmzönose für die gesamte Bodenzoozönose oder für den Gleichgewichtszustand innerhalb eines spezifischen Ökosystems?

c) die Risikobewertung ('risk evaluation', 'social evaluation') unter Einbeziehung sozialer und politischer Kriterien mit dem Ziel diese in eine Entscheidungsfindung im Rahmen des Risikomanagements einfließen zu lassen. Die hieraus resultierende Frage:
'Wie bedeutend ist das ermittelte Risiko für die Gesellschaft?'
berührt die gesamte soziale Werteskala ihrer kulturellen Tabus.
Wie vielschichtig die Antworten auf diese Frage gegeben werden können, ersieht man zur Zeit am Beispiel der Diskussion zur Problematik des sogenannten "Waldsterbens". Danach kann man sagen, daß es DOMSCH (1984) sich zu einfach macht, wenn er bei Agrarflächen die Ermittlung des Schädigungspotential nur für die nutzungsorientierte Bodenfruchtbarkeit zuläßt.

Die Theorie zur Risikoermittlung und Risikobewertung soll hier nicht weiter vertieft werden. Es sei in diesem Zusammenhang noch einmal auf die oben zitierten Arbeiten verwiesen, in denen auch anhand von Fallstudien Beispiele für die einzelnen Bereiche gegeben werden.

Die folgenden Betrachtungen sollen sich dagegen vorrangig mit der Frage beschäftigen, wieweit das Schädigungspotential im Weinberg zu ermitteln ist für:

1) bestehende und zu erwartende Gefahren für Regenwürmer durch Umweltchemikalien, insbesondere durch Pflanzenbehandlungsmittel

2) bestehende und zu erwartende Gefahren für Regenwürmer durch spezielle Kulturmaßnahmen im Weinberg, insbesondere durch Bodenpflegemaßnahmen

3) bestehende und zu erwartende Gefahren für Regenwürmer durch landschaftsstrukturelle Veränderungen der traditionellen Weinanbaulandschaft, insbesondere durch Flurbereinigungsmaßnahmen.

Eine echte Risikoermittlung ist in der Praxis nicht durchführbar, solange wir über Struktur und Funktion des Edaphons im Weinbergökosystem nur unzureichend informiert sind. Auf die generelle Bedeutung von Regenwürmern im Ökosystem wurde im Kapitel 2.2. eingegangen. Die im Kapitel 5.4. und 6.3. aufgeführten und diskutierten Untersuchungen, insbesondere die Arbeiten vom Untersuchungsstandort Eltville von SCHELL-BRINGMANN und KÜHLE (1984) und SCHELL-BRINGMANN (1985) zeigten den dominanten Anteil der Lumbriciden für den Streuabbau. Das Fehlen von Regen-

würmern bzw. die Reduktion von Abundanz und Biomasse führen zur sichtbaren Verzögerung des Streuabbaus bzw. zur deutlichen Herabsetzung der Streuabbaurate. Dies deutet auf das Fehlen von Ersatzgesellschaften aus dem Zooedaphon, die die Funktion der Regenwürmer erfüllen könnten.
Für die Ermittlung des Schädigungspotentials der einzelnen Gefahrenbereiche wird keine quantifizierende Methode vorgegeben. Da die Gefahren sehr häufig gleichzeitig wirken, ist eine Quantifizierung erst möglich nach umfangreichen, langfristigen experimentellen Felduntersuchungen.

Aus der vorliegenden Arbeit lassen sich folgende Aspekte für die Ermittlung des Schädigungspotentials ableiten:

1.1) Die Ausbringung und Verteilung der Pflanzenbehandlungsmittel im Weinberg sind primär von der Applikationstechnik und den physiko-chemischen Eigenschaften der Chemikalie abhängig. Sie führen überwiegend zu einer Kontamination der Bodenoberfläche, wobei das horizontale Verteilungsbild durch Inhomogenität geprägt ist, was überwiegend auf die Anbaustruktur (Rebzeile, Rebgasse) zurückzuführen ist (Kap. 7.3.1.).
Das vertikale Verteilungsbild zeigt einen deutlichen Gradienten (von oben nach unten), der von den physiko-chemischen Eigenschaften der Chemikalie (Wasserlöslichkeit, Bodenadsorption) und dem Wasserhaushalt bzw. Wasserfluß geprägt ist (Kap. 7.3.). Regenwürmer haben bei der Vertikalverteilung nur einen geringen Einfluß auf den Massenfluß. Dies ist bedingt durch den relativ geringen Anteil der Drilosphäre (=Gesamtheit der Wurmröhren im Boden) am Gesamtvolumen des Bodens (bis zu 5 %). Die Ausbildung der Drilosphäre, ein bevorzugter Lebensraum vieler eudaphischer Organismen, sowie pflanzlicher Feinwurzeln, führt zu einer spezifischen partiellen Kontamination dieses Raumes,sei es durch die direkte Tätigkeit der Regenwürmer (Wurmröhrentapete aus Wurmfaeces und Schleimabsonderungen, Einbringung von kontaminiertem organischem Material von der Bodenoberfläche) oder durch Einwaschungsprozesse (Drainagefunktion der Wurmröhren). Die Wandauskleidungen der Drilosphäre können dabei einen Kontaminationsgrad erreichen, der dem der Bodenoberfläche nahe kommt (Kap. 7.5.3.2.2.).

1.2) Die Radiotraceruntersuchungen mit ausgewählten Referenzchemikalien zeigten (Kap. 7.3.2.), daß die spezifische Anreicherung in den Regenwürmern außerordentlich hoch sein kann (Tab. 25). Dabei liegen Akkumulationsfaktoren, von 1 bis289 vor.
Absolut gesehen binden die Regenwürmer zwar nur einen geringen Teil der Schadstoffe, was durch die Massenrelation zu den anderen Umweltkompartimenten (Boden, Pflanze, Luft) gegeben ist. Dieser Teil repräsentiert jedoch den

dominierenden Anteil, der an die Gesamtzoomasse gebunden ist. Durch die potentiell hohe Konzentration der Schadstoffe im Regenwurmgewebe gewinnt dieser absolut gesehen geringe Teil eine außerordentlich große Bedeutung für eine Verbreitung und evtl. sogar Biomagnifikation über Nahrungsketten.

1.3) Die Akkumulation der Chemikalien ist von den spezifischen physiko-chemischen Eigenschaften der Substanzen abhängig. Dabei besteht eine positive Korrellation zwischen der Bioakkumulation und dem n-Oktanol/H_2O-Teilungskoeffizienten (P o/w). Hinzu kommt eine artspezifische physiologische Reaktion,die unter den Bedingungen der Totalkontamination zu charakteristischen Verteilungsbildern führt (Kap. 7.4., Abb. 71-78).

Die Radiotraceruntersuchungen unter den Bedingungen einer Teilkontamination (Kap. 7.5.3.2.) oder einer Umweltsimulation in einem Laborökosystem (Kap. 7.5.3.3.) zeigten eine deutliche Abhängigkeit der Kontamination vom jeweiligen Lebensformtyp der Regenwurmarten (Kap. 5.1.3. und 7.5.2.), wobei epigäische Arten den stärksten Kontaminationsgrad aufwiesen. Anektische Arten wie Lumbricus terrestris, nehmen eine intermediäre Stellung ein und weisen dabei z.T. erhebliche Schwankungen auf, was vor allem durch unterschiedliche Bewegungsaktivität bedingt ist. Liegt an der Bodenoberfläche genügend organisches Nahrungsmaterial vor, so halten sich die Tiere überwiegend in den obersten Bodenschichten auf. Beim Fehlen einer organischen Auflage kommt es dagegen zu einer hohen Mobilität und Grabtätigkeit (Nahrungssuche). Endogäische Arten können trotz ihrer Lebensweise in schwach Kontaminierten Schichten relativ hohe Akkumulationswerte aufweisen. Dies ist vermutlich durch eine höhere Turnoverrate im Verdauungstrakt zu erklären.

1.4) Die Kontamination der Regenwürmer durch Umweltchemikalien erfolgt im Weinberg bei verschiedenen Bodenpflegemaßnahmen unterschiedlich stark. So kommt es bei Mulchauflagen (Stroh, Holz) oder Dauerbegrünung mit Grünmulchung primär zu einer Kontamination des organischen Auflagematerials bzw. der vorhandenen Krautschicht. Die Vertikalverlagerung von stark adsorbierenden Substanzen wird hierdurch verzögert.
Mulchauflagen und die Pflanzendecke der Begrünungsflächen sind ein bevorzugter Aufenthaltsort der epigäischen Arten. Epianektische und anektische Arten halten sich nachts bei ausreichendem Nahrungsangebot ebenfalls an der Bodenoberfläche oder in den obersten Bodenschichten auf. Die Ingestion von kontaminiertem Auflagematerial gehört bei diesen Lebensformtypen zur höchsten Kontaminationsmöglichkeit.
Sehr häufig werden Weinbergböden auch heute noch - aus Gründen eines ge-

sicherten Wasserhaushaltes für die Rebe - von Vegetation und organischen Auflagen frei gehalten. Dieses "Offenhalten" des Weinbergbodens erfolgt entweder durch Herbizideinsatz oder durch mechanische Geräte. Die mechanische Bodenbearbeitung wahrend der Vegetationsphase bewirkt gleichzeitig eine Störung des vertikalen Verteilungsgradienten von Chemikalien und führt zu einer "Verdünnung" der Substanzkonzentration an der Bodenoberfläche. Am deutlichsten wird diese Schadstoffverdünnung nach Rigolungen. Sie dürfte jedoch auch bei flacharbeitenden Grubbern noch vorhanden sein.

Der Einsatz von Herbiziden z.B. im Rahmen von Unterstockbehandlungen führt auf dem Boden zu vegetationsfreien Flächen.
Auf diesen Flächen kann es zu einer deutlichen Ausbildung eines vertikalverlaufenden Konzentrationsgradienten kommen. Wahrscheinlich gehören die vegetationsfreien Streifen unterhalb der Rebzeile zu den am stärksten kontaminierten Flächen, zumal sich hier auch die Traufwirkung aus dem Rebbestand auswirkt.

Zusammenfassend läßt sich also sagen, daß Dauerbegrünungsflächen oder herbizidbehandelte Flächen (ohne Bodenbearbeitung) aus ökotoxikologischer Sicht und zwar hinsichtlich einer potentiellen Kontamination für Regenwürmer des epigäischen und anektischen Lebensformtyp ein größeres Gefahrenmoment darstellen als Flächen die mechanisch offengehalten werden. Für endogäische Arten birgt jedoch die Einarbeitung der Chemikalien bezüglich einer potentiellen Kontamination ein größerer Gefahrenmoment, wenngleich aus toxikologischer Sicht die hiermit verbundene "Verdünnung" selbst bei stark toxischen Substanzen nur eine Schädigung im subletalen Bereich vermuten läßt.

1.5) Von den im Weinbergökosystem eingesetzten Pflanzenbehandlungsmitteln weisen einige Insektizide eine akute Toxizität für Regenwürmer auf, die unter der Berücksichtigung von Applikationsmenge und -häufigkeit, Chemikaliendispersion, potentieller Kontamination und Persistenz, die Möglichkeit einer direkten letalen Schädigung sowie subletaler Beeinträchtigungen beinhalten. Die potentielle Gefährdung sinkt in folgender Reihenfolge:
Endosulfan >> Methidathion > Carbaryl > Azinphosmethyl > Dialifos > Trichlorfon.

Bei den Fungiziden nimmt das Element Cu (Kupferoxychlorid) eine Sonderstellung ein, die sich ökotoxikologisch durch die hohe Persistenz sowie die jahrzehntelange Anwendung begründen läßt. So kann man eine Reihe von Weinbergen finden, in denen in der Bodenlösung Kupfergehalte vorliegen, die eine Letalschädigung von Regenwürmern wahrscheinlich machen (Kap. 7.2.5.).

Wie auch bei anderen Schwermetallen kommt hier der Frage nach der potentiellen Kontamination, nach Gradientenverteilungen auf Dauerbegrünungsflächen, sowie der Einarbeitung und "Konzentrationsverdünnung" durch mechanische Bodenbearbeitungsmaßnahmen sowie durch die Rigolung besondere Bedeutung zu.

2.) Die Basis für die Entwicklung eines abundanz- und biomassereichen Lumbricidenbesatzes in Weinbergen ist, wie in Kapitel 5.9. und 6.3. dargestellt werden konnte, die Sicherung eines ausreichenden nutritiven Potentials. Es konnte nachgewiesen werden, daß eine Erhöhung des organischen Bestandesabfalls, insbesondere durch Mulchverfahren, eine direkte Erhöhung der der Biomassewerte zur Folge hat. Eine Veränderung der Dominanzverhältnisse ist in den meisten Fällen nicht zu erkennen, so daß man sagen kann, daß alle Arten weitgehend gleichmäßig gefördert werden.

Setzt man die in Abschnitt 1.4) geäußerten ökotoxikologischen Bedenken gegen Dauerbegrünung und Mulchverfahren vergleichsweise den positiven nutritiv bedingten Förderungen der Regenwürmer gegenüber, so muß man feststellen, daß die Basiswirkung einer nutritiv bedingten Förderung bei weitem überwiegt. Dies liegt vor allem auch an den mehrfaktoriellen Einflüssen auf ökotoxikologischer Seite, die alle erfüllt sein müssen, um eine Schädigung zu erreichen.

3.) Die Problematik landschaftsstruktureller Veränderungen der traditionellen Reblandschaft insbesondere der Einfluß von Flurbereinigungsmaßnahmen auf Regenwürmer wurde im Kap. 6.4. diskutiert. Es zeigte sich, daß inselökologische Gesichtspunkte bei Regenwürmern, als einer Gruppe des Zooedaphons, die auch Agrarflächen besiedeln kann, nicht im strengen Sinne berücksichtigt werden können. Wichtiger erscheint dagegen die Bedeutung der bionomischen Strategien im Hinblick auf die Wiederbesiedlung regenwurmfreier Flächen. Dabei kann die stärkere ökotoxikologische Gefahrdung der primärbesiedelnden epigäischen Arten den Besiedlungsverlauf verzögern. Eine wesentlich stärkere Behinderung des Besiedlungsverlaufs geht jedoch von Isolationsstrukturen aus, die nach der Flurbereinigung den Weinberg netzartig überlagern. Hierzu gehören neben den betonierten Wegen auch die vertikal verlaufenden Abflußgräben. Die Beseitigung naturnaher Leitlinienstrukturen als Folge der Flurbereinigung und die hierudurch bedingte Vergrößerung der Rebflächen verstärken nicht nur den Einfluß der Isolationsbarrierenfür die Wiederbesiedlung, sondern führen gleichzeitig auch zu einem erheblichen Ressourcenverlust an Refugialraum.

Die Wiederbesiedlung nach Rigolungen bedarf daher häufig einer künstlichen Unterstützung im Verbund mit einer integrierten Konzeption, die Pflanzenschutzmaßnahmen und Bodenpflegemaßnahmen daran anpassen.

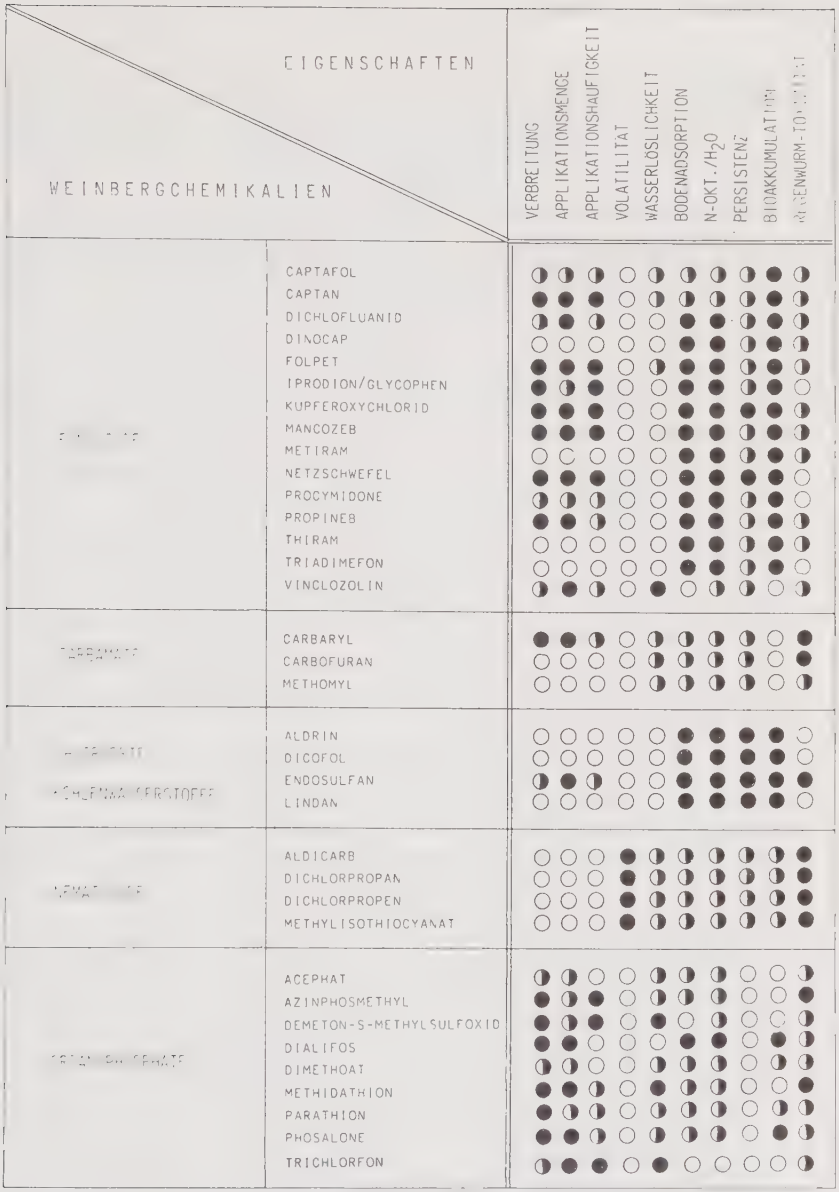


Abb.101: Übersicht über die Eigenschaften der Weinbergchemikalien

9. Zusammenfassung

Das Weinbergökosystem gehört zu denjenigen agraren Systemen in Mitteleuropa, die vom Menschen am stärksten beeinflußt werden.
Die anthropogenen Einflüsse bestehen in:

- der Schaffung spezifischer Raumstrukturen innerhalb der Rebkultur, die als "maschinengerecht" bezeichnet werden können (Anbaustrukturen, Reberziehung)
- der Anwendung bestimmter Bodenpflegemaßnahmen, die zu periodischen Strukturveränderungen innerhalb der Rebkultur führen und gleichzeitig eine Änderung des Nahrungspotentials sowie der Verfügbarkeit von Nahrung für Bodentiere bewirken.
- einer Beseitigung naturnaher Raumstrukturen in der Weinbaulandschaft, was zu einem Fehlen von Regenerationszentren und Wiederbesiedlungszellen führt.
- ökotoxikologischen Einflüssen direkter oder indirekter Art durch den massiven, periodischen Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln.

Die vorliegende Arbeit verfolgt das Ziel, die anthropogenen Einflüsse auf eine bestimmte Gruppe von Bodenorganismen, den Regenwürmern, im Weinberg aufzuzeigen, verbunden mit dem Versuch einer Bewertung der Einflußfaktoren.

1) Die Bedeutung der Regenwürmer für die Pedogenese, ihre physikalischen und chemischen Einflüsse auf den Boden sowie ihr indirektes Wirken auf das Pflanzenwachstum und die Entwicklung des Bodenlebens werden nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand diskutiert. Diese Darstellung wird ergänzt durch einen kurzen Abriß zum Vorkommen und zur Bedeutung der Regenwürmer in verschiedenen Ökosystemen Mitteleuropas.

2) In ausgewählten Flächen der Weinbaugebiete Mittelrhein (Oberdollendorf), Ahr (Marienthal), Mosel (Bernkastel-Kues, Brauneberg), Rheingau (Eltville, Assmannshausen), Rheinhessen (Mettenheim), Rheinpfalz (Zellertal) und Unterfranken (Thüngersheim, Güntersleben, Randersacker, Untereisenheim) wurde in Rebflächen und benachbarten naturnahen Strukturen die Regenwurmzönose quantitativ untersucht.
Die Regenwurmgesellschaften der Rebflächen stellen im allgemeinen Rumpfzönosen der potentiellen natürlichen Gesellschaften dar. Bei den ökologischen Lebensformtypen dominieren die anektischen und epianektischen Arten (insbesondere Lumbricus terrestris) deutlich vor den endogäischen Arten. Die verschiedenen Formen der epigäischen Kategorie fehlen weitgehend. Als epigäisch-

anektische Übergangsform kann die Art Lumbricus rubellus dominant auftreten. Die Arten sind hinsichtlich ihrer ökologischen Valenz als hygrophil einzuordnen. Sie sind acidotolerant mit einem Dominieren im neutrophilen Bereich (pH 6.0 bis 7.0), eurybiontisch (C/N < 13) bei Toleranz von niedrigen Kohlenstoff- (< 40 °/₀₀ C) und mittleren Stickstoffverhältnissen (28-34 °/₀₀ N) und bevorzugen Böden mit Karbonatgehalten zwischen 3 und 15 % CO_3^{2-}.

3) Vergleichende quantitative Untersuchungen zur Entwicklung der Regenwurmzönosen in Weinbergen, Ackerflächen und naturnahen Flächen machten den Einfluß naturgegebener Faktoren deutlich. Unter den abiotischen Faktoren wirken vor allem spezielle Bodeneigenschaften auf die Zönose. Kalkhaltige Böden mit einem hohen ökologischen Feuchtegrad zeigen die höchsten Abundanzen und Biomassewerte. Die naturgegebenen Einflüsse werden deutlich von dem Einfluß des Agrarnutzungstyps überlagert. Dabei wirkt primär das vorhandene Nahrungspotential und die jeweilige Verfügbarkeit von Bestandesabfall. Dies konnte auf Rebflächen mit Grünmulchung nachgewiesen werden, bei denen die zusätzliche Bereitstellung von Bestandesabfall direkt mit einer Zunahme der Wurmbiomasse korrelierte. Unter optimalen Feuchtebedingungen und bei ausreichendem Nahrungsangebot können in Weinbergsböden Biomassewerte erreicht werden, die mit über 200 g (Feuchtgewicht)/m^2 zu den höchsten Werten in mitteleuropäischen Ökosystemen gehören.

4) Die Einschränkung des Requisitangebots in den Weinbergsböden hat eine Artenverarmung zur Folge, die gleichzeitig eine Förderung der wenigen dominanten Arten hervorruft. Hierfür dürfte als formativer Prozeß vor allem fehlende Konkurrenz angeführt werden. Der als Resource anfallende Bestandsabfall wird somit nur einseitig genutzt.
Eine Strukturanalyse der Regenwurmzönosen auf Dominanzbasis in Weinbergen bestätigte eine geringe Artendiversität bei gleichzeitig geringen Äquitätswerten. Identitätsuntersuchungen (Dominanzidentität nach RENKONEN, Diversitätsdifferenz nach MAC ARTHUR) zeigten eine große Ähnlichkeit der Weinbergszönosen untereinander. Die Zönosen der Weinberge und der naturnahen Flächen wiesen eine größere Identität auf als die Zönosen der Weinberge und der Ackerflächen. Danach kann man sagen, daß sich beide Zönosen, ausgehend vom natürlichen Besiedlungspotential, in unterschiedlicher Richtung entwickelt haben. Die Strukturanalyse der Regenwurmzönosen wurde sowohl auf Abundanzbasis als auch auf Biomassebasis durchgeführt. Der Vergleich beider Werte erwies sich, insbesondere durch die Anwendung einen neuen ökologischen Indexes, des Diver-

sitätenquotientenindex, für eine bioindikative Bewertung der Zönosestruktur als außerordentlich nützlich.

5) Bei den strukturverändernden Maßnahmen des Menschen im Weinbergökosystem haben heute landschaftsstrukturelle Veränderungen durch Flurbereinigungsmaßnahmen Priorität. Der Einfluß dieser Faktoren für die Besiedlung regenwurmfreier Flächen wird auf der Basis von theoretischen Überlegungen zu den bionomischen Strategien der einzelnen Arten diskutiert.

6) Der Komplex der ökotoxikologischen Belastungen der Regenwürmer im Weinbergsökosystem wurde unter verschiedenen Gesichtspunkten dargestellt. Bei den Laboruntersuchungen standen direkt einwirkende Einflußfaktoren im Vordergrund. Neben dem Wirkungsaspekt der Chemikalien, der auf den Bereich der akuten Regenwurmtoxizität beschränkt wurde, wurden vor allem auch Untersuchungen zum Verteilungsaspekt durchgeführt, die primär zum Ziel hatten, die Chemikaliendispersion und eine potentielle Kontamination der Regenwurmarten zu bewerten. Hierzu wurden Kontaminationstests unterschiedlicher Komplexität entwickelt, bei denen man mit Hilfe von radioaktiv markierten Referenzchemikalien die Bioakkumulation bewerten kann.
Es zeigte sich, daß Regenwürmer als dominierender Bestandteil des Zooedaphons absolut gesehen nur einen geringen Teil der Gesamtmenge der Chemikalien binden, was durch ihren geringen Massenanteil am Gesamtboden bedingt ist. Dagegen kann es in der Wurmbiomasse zu hohen Substanzkonzentrationen kommen, die sehr häufig mit n-Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten korrelieren.
Das potentielle Dispersionsverhalten von Chemikalien im Regenwurmorganismus wird diskutiert.
Unter den Bedingungen einer Umweltsimulation in einem Laborökosystem (NATEC-Testsystem) wurden außerordentlich hohe Akkumulationsfaktoren beobachtet. Die verschiedenen Regenwurmarten zeigten dabei Unterschiede, die durch ihren Lebensformtyp bedingt sind. Epigäische Arten zeigten höhere Akkumulationsfaktoren als anektische oder endogäische Arten. Bei anektischen Arten ist ein hoher Kontaminationsgrad sehr stark vom Vorhandensein einer organischen Auflage abhängig, während bei endogäischen Arten physiologische Aspekte (Magen-Darm-Turnoverrate) dominieren. Der Einfluß von Bodenpflegemaßnahmen (Bodenbearbeitung, Mulchverfahren) auf die Chemikaliendispersion und eine potentielle Kontamination der Regenwürmer wird diskutiert. Die ökotoxikologischen Einflußfaktoren auf Regenwürmer im Weinbergökosystem werden im Rahmen einer Risikoanalyse bewertet.

10. Literatur

ABRAHAMSON, W.G., GADGIL, M., (1973). Growth form and reproductive effort in goldenrods. (Solidago, Compositae). Am. Nat. 107: 651-661.

ADOLPHI,H.,(1975). Insektizide. Ludwigshafen (BASF).

AMBROS, W., KNEITZ, G., (1961). Die Regenwürmer und ihre waldhygienische Bedeutung. Waldhygiene 4: 34-53.

AMBROSI,H., BECKER,H.,(1978). Der Deutsche Wein. München(Graefe und Unzer):363pp.

ANDERSON, J.M., (1973). The breakdown and decomposition of sweet chestnut (Castanea sativa MILL.) and beech (Fagus sylvaticus L.) leaf litter in two deciduous woodland soils. Oecologia (Berl.) 12: 251-274.

ANDREEVA, E.I., (1979). Herathiuram seed dressing. Khimiya Sel'skom Kohzyaistve, 17: 30-31.

ARMSTRONG,D.E.,KONRAD,J.G.,(1974). Nonbiological degradation of pesticides. In: GUENZI (1974): 123-131.

ATLAVINYTE, O., (1975). Ecology of earthworms and their effect on the fertility of soils in the Lithuanian SSR. Vilnius (Mokslas Publishers): 202 pp.

ATLAVINYTE, O., (1975).Effect of chemical substances on the activity of Lumbricidae in the process of straw disintegration. In: VANEK, J. (ed.). Progress in soil zoology. International Colloquium, 5 th, Prague, Czechoslovakia, 1973, proceedings. The Hague, (Netherlands): 515-519.

ATLAVINYTE, O.P., DACHYULITE, Y.A., LUGAUSKAS, A.Y., (1974). The effect of herbicides and insecticides on populations and activities of soil organisms. Tallin (Estonian SSR): 137-140.

ATLAVINYTE,O., LUGAUSKAS,A. (1971). The effect of Lumbricidae on soil microorganisms. In: Organismes du Sol et Production Primaire. Proc. 4th Intern. Soil Zoology Colloquium,Dijon 1970. Annales de Zoologie-Ecologie Animale, Num. hors ser.7: 73-80.

BAILY,S. et al.(1974). Hazards to wildlife from the use of DDT in orchards. Agro-Ecosystems 1:323-338.

BAL, L., (1975b). Carbonate in soil: A theoretical consideration on, and proposal for its fabric analysis 2. Crystal tubes, intercalary crystals, K fabric NETH. J. Agric. Sci. 23: 163-176.

BAL, L., (1975a). Carbonate in soil: A theoretical consideration on, and proposal for its fabric analysis. 1. Crystic, calcic and fibrous plasmic fabric NETH. J. Agric. Sci. 23: 18-35.

BAL, L., (1977). The formation of carbonate nodules and intercalary crystals in the soil by earthworm Lumbricus rubellus Hoffm. Pedobiologia 17: 102-106.

BALUEV,V.K.,(1950). Earthworms of the main soil types of Ivanov County. Pochvovedenie: 219-227.

BANSE,H.J. et al.(1972). Biologische und physikalische Untersuchungen an Weinbergsböden des Kreuznacher Knonenbergs. Landw.Forschung 25:355-365.

BASSALIK, K., (1913). On silicate decomposition by soil bacteria. Z. Gärungsphysiol. 2: 1-32.

BATTELLE, (1982). Merkblätter über Referenzchemikalien der Projektträgerschaft Umweltchemikalien (KFA Jülich). Frankfurt a.M.(Battelle-Institut e.V.).

BAUER, K., (1964). Studien über Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmitteln auf die Bodenfauna. Mitt. aus Biol. Bundesanst. f. Land- u. Forstwirtschaft Berlin-Dahlem 112: 1-42.

BALZHÄUSER, H., (1979). Untersuchungen über Tropfbewässerung in Hang- und Steillagen des Weinbaus. Dissertation Bonn.

BENZ, G., ALTWEGG, A., (1975). Safety of Bacillus thuringiensis for earthworms. J. Invertebr. Pathol. 26: 125-126.

BHATNAGAR,T.,(1974). Earthworms and humification: a new aspect of the microbial incorporation of nitrogen induced by earthworms. In: KILBERTUS,G. Biodegradation et humification: rapport du collogue internationale Nancy,France. Sarreguemines (Pierron): 169-182.

BIRK,H.,ZAKOSEK,H.,(1960). Die bodenangepaßten Unterlagssorten für die hessischen Weinbaugebiete. Weinberg und Keller 7: 9-15.

BLACK, W.M., NEELY, D., (1975). Effect of soil-injected benomyl on resident earthworm populations. Pesticide Science, 6: 543-545

BLACK, W.M., NEELY, D., (1975). Dutch elm disease control with soil injected benomyl. Effect on resident earthworm populations. Am. Phytopath. Soc. 2: 82 pp.

BLANKWAARDT, H.F.H., DRIFT, J., van der,(1961). Invloed van Grondontsmetting in Kassen op Regenwormen. Mededelingen Director van de Tuinbouw, 24: 490-496.

BOCOCK, K.L., GILBERT, O.W.J., (1957). The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. Plant and Soil IX, 2.

BOEHRINGER, U.R., KAYSER, D., SCHMIDT-BLEEK, F., (1981). Das Umweltprobenbank-projekt der Bundesrepublik Deutschland. Umweltprobenbank 1: 13-33

BOSSE, I., (1966). Wiederbelebung biologisch verarmter Weinbergsböden, dargestellt am Beispiel des Regenwurmbesatzes. In: GRAFF, O., SATCHELL, J.E., (eds.). Progress in soil biology. Braunschweig (Verlag Fr. Viehweg und Sohn).

BOTSCH,H.J.,LEICHT,H.,SCHMIDT,H.,(1983). Kartierung unbereinigter Weinberge in Franken. Natur und Landschaft 58: 94-99.

BOUCHE, M.B., (1969). Comparison critique de methodes d'evaluation des populations de lumbricides. Pedobiologia 9: 26-34.

BOUCHE,M.B.,(1971). Relations entre les structures spatiales et fonctionnelles des écosystèmes illustrées par le rôle pédobiologique des vers de terre. In: PESSON,P.(ed.) La Vie dans les Sols,Paris (Gauthier-Villars):187-209.

BOUCHE, M.B. (1972). Lombriciens de France. Ecologie et Systématique. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 671 pp.

BOUCHE, M.B., (1974). Pesticides et lombriciens: problems methodologiques et economiques. Phytiatrie-Phytopharmacie, 23: 107-116.

BOUCHE,M.B.,(1975). Fonctions des lombriciens.IV. Corrections et utilisations des distorsions causées par les méthodes de capture. In: VANEK,J.(ed.). Progress in Soil Zoology, Proc. 5th.Int. Coll. Soil Zool. Prague (Academia): 571-582.

BOUCHE, M.B., (1977). Strategies lombriciennes. In: LOHM, U., PERSSON, T. (eds.). Soil Organisms as components of ecosystems. Ecol. Bull. 25: 122-132.

BOUCHE,M.B.,(1979). Concequences of the impact of pollutants on earthworms. I. A critical review and methodology. Documents Pedozoologiques 1:2-22.

BOUCHE,M.B.,(1980). Objectives, compartmentation and feasability of the model REAL. Pedobiologia 20: 197-211.

BOUCHE,M.B., FAYOLLE,L.(1980). Chemical contamination of the earthworm trophic link: methodological problems and consequences. Comptes Rendus 3eme Coll. Contamination des Chaines Biol. Paris.Coll.Recherche Envir.14:109-113.

BREUER, G., (1981). Die Weinbergsböden und die Bodenschätzung im Rheingau, dargestellt am Blatt Eltville/Rh. 1:5000. Diplomarbeit (Prof. Dr. H. ZAKOSEK) Universität Bonn: 55 pp.

BROWN, A.W.A., (1978). Ecology of pesticides. New York (John Wiley and Sons).

BRUEL, W.E. van der, (1964). Le sol, la pedofauna et les applications de pesticides. Ann. d. Genbloux, 70: 81-101.

BRÜSEWITZ,G.,(1959). Untersuchungen über den Einfluß des Regenwurms auf Zahl und Leistungen von Mikroorganismen im Boden. Archives of Microbiology 33: 52-82.

BULL, I.R., (1977). Mercury concentrations in soil, grass, earthworms and small mammals near an industrial emission source. Environm. Poll. 12: 135-140.

CAIRNS, J., et al., (1981).Testing for effects of chemicals on ecosystems. (Commitee to Review Methods for Ecotoxicology - Environmental Studies Board. Washington (Nat. Acad. Press): 103 pp.

CASELEY, J.C., ENO, C.F., (1966). Survival and reproduction of two species of earthworm and a rotifer following herbicide treatment. Soil. Sci. Am. Proc. 30: 346-350.

CAVALLI - SFORZA, L., (1964). Grundbegriffe der Biometrie, insbesondere der statistischen Methoden bei der Wertbemessung biologisch wirksamer Substanzen. Stuttgart (G. Fischer).

CHAPRON,C.,(1971). Etude du role de la glande de Morren des Lombriciens dans la regulation de l'eau. Journal de Microscopie 10:351-356.

CHASE, G.D., RABINOWITZ, L., (1967). Principles of radioisotope methodology. New York (Burgess Publ. Co.) : 633 pp.

CLIFFORD, H.T., STEPHENSON, W., (1975). An introduction to numerical classification. New York, San Franzisco, London: 229 pp.

COMMONWEALTH BUREAU OF SOILS (UK),(1976). Earthworms,1953-1965;annotated bibliography. 32pp.

COOK, M.E., SWAIT, A.A.J., (1975). Effects of some fungicide treatments on earthworm populations and leaf removal in apple orchards. J. of Horticul. Sc. 50: 495-499.

COOK, A.G., CRITCHLEY, B.R., CRITCHLEY, U., PERFECT, T.J., YEADON, R., (1980). Effects of cultivation and DDT on earthworm activity in a forest soil in the sub-humid tropics. J. Appl. Ecol. 17: 21-29.

CORBETT,J.R.,(1974). The biochemical mode of action of pesticides.London (Academic Press): 330pp.

CORRAL,G.,(1978). Some effect of Lumbricus terrestris L.on seed movement,seedling emergence, establishment and growth. M.Sc.dissertation. University of Wales.

COUTURE, G., MALDAGUE, M., (1972). Application de la technique autoradiographique à l'étude de l'activité de Lumbricus terrestris. Pedobiologia 12: 128-132.

COUTURE, G., MALDAGUE, M., (1975). Application des isotopes radioactifs a l'étude du role agrologique des Lumbricidae. (Application of radioactive isotopes for investigation of the agricultural role of Lumbricidae). Lab. Zool. Sols For., Fac. For. Geod., Univ. Laval, Quebec, Que., Can. Pedobiologia 15: 60-64.

CURRY,J.P.,COTTON,D.C.F.,(1983). Earthworms and land reclamation. In: SATCHELL (1983): 215-228.

CROSSLEY jr., D.A., REICHLE, D.E., EDWARDS, C.A., (1971). Intake and turnover of radioactive cesium by earthworms. Pedobiologia 11: 71-76.

DAVEY, S.P., (1963). Effects of chemicals on earthworms: a review of the literature. Washington D.C. Fish and Wildlife Service. (USFWS Special report, 74).

DAVIS, B.N.K., (1971). Laboratory studies on the uptake of dieldrin and DDT by earthworms. Soil Biol. and. Biochem. 3: 221-233.

DARWIN, C., (1881). The formation of vegetable mould through the action of worms with observation of their habits. London (John Murray).

DAWSON,R.C.,(1948). Earthworm microbiology and the formation of water-stable aggregates. Soil Science Society of.America; Proceedings 12:512-516.

DAY,G.M.,(1950). Influence of earthworms on soil micro-organisms. Soil Science 69:175-184.

DELAMARE-DEBOUTTEVILLE, C., (1951). Microfaune du sol. Vie et Milieu Suppl. 1. Paris (Hermann et Cie.): 360 pp.

DICKMAN, M., (1968). Some indices of diversity. Ecology 49: 1191-1193.

DIELMANN, H., (1982). Untersuchungen zur Collembolenfauna verschiedener Weinbergsböden im Oberen Rheingau. Diplomarbeit (Institut für Angew. Zoologie) Universität Bonn: 145 pp.

DIMO, N.A., (1938). Die Regenwürmer der Böden Zentralasiens. Pochvovedenie 4: 494-526 (russ.).

DOANE, C.C., (1962). Effects of certain insecticides on earthworms. J. Econ. Ent. 55: 416-418.

DOBZANSKY, T., (1950). Evolution in the tropics. Am. Sci. 38: 209-221.

DOMSCH, K.H., BANSE, H.-J., (1972). Mykologische Untersuchungen an Regenwurmexkrementen. Soil Biol. Biochem. 4: 31-38.

DRIFT, J. van der, (1963). The influence of biocides on the soil fauna. Netherlands J. of Plant Pathol. 69: 188-199.

DUCHAUFOUR, P., (1978). Ecological atlas of soils of the world. New York (Masson): 178 pp.

DUNGER, W., (1968). Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues. Abh. u. Ber. d. Naturk. Mus. Görlitz 43.2: 256 pp.

DUNGER, W., (1974). Tiere im Boden. Die neue Brehmbücherei (Wittenberg) 327: 265 pp.

DUSTMAN, E.W., STICKEL, L.F., (1966). Pesticides residues in the ecosystem. Pesticides and their effects on soil and water. Am. Soc. of Agronomy, Spec. Publ. 8: 109-121.

DZANGALIEV, A.D., BELOUSOVA, N.K., (1969). Dozdevye cerviv orosajemych sadach raznych sistem soderzanija (Earthworm populations in irrigated orchards under various soil treatments). Pedobiologia 9: 103-105.

EASTON,E.G.(1983). A guide to the valid names of Lumbricidae (Oligochaeta). In: SATCHELL,J.E. (1983): 475-486.

EDWARDS, C.A., (1965). Effects of pesticides residues on soil invertebrates and plants. Symp. British Ecol. Soc. 5 th proc. Oxford , (Blackwell): 239-261.

EDWARDS, C.A., (1970a).Effects of herbicides on the soil fauna. Weed Control Conference, 10 th, Brighton, England 3: 1052-1062.

EDWARDS, C.A., (1970b).Persistent pesticides in the environment. In: Critical reviews in environmental control. Cleveland, Ohio. (Chemical Rubber Co.): 6-68.

EDWARDS,C.A.,(1973). Persistent pesticides in the environment. Cleveland (CRC Press):170pp.

EDWARDS,C.A.,(1979). Soil biology and land use. Nature 281/5730: 339-340.

EDWARDS, C.A., ARNOLD, M., (1966). Effects of insecticides on soil fauna. In: Report for 1965. Harpenden, Hertfordshire, United Kingdom (Rothamsted Experimental Station): 195-196.

EDWARDS, C.A., DENNIS, E.B., (1960). Some effects of aldrin and DDT on the soil fauna of arable land. Nature 188:4572 pp.

EDWARDS, C.A., JEFFS, K., (1974). Role of uptake of DDT from soils by earthworms. Nature 247: 157-158.

EDWARDS, C.A., LOFTY, J.R., (1972). Effects of pesticides on soil invertebrates. In: Report for 1971. Harpenden, Hertfordshire. United Kingdom. (Rothamsted Experimental Station): 210-212.

EDWARDS, C.A., LOFTY, J.R., (1975). The influence of cultivation on soil animal populations. In: VANEK, J. (ed.). Progress in Soil Zoology. Prague (Academia Publishing House): 399-408.

EDWARDS, C.A. LOFTY, J.R., (1977). Biology of Earthworms. Second edition. London (Chapman and Hall).

EDWARDS, C.A., LOFTY, J.R., STAFFORD, C.J., (1972). Insecticides and total soil fauna. In: Report for 1971. Harpenden, Hertfordshire, United Kingdom, (Rothamsted Experimental Station): 210-211.

EDWARDS, C.A., LOFTY, J.R., STAFFORD, C.J., (1974). Soil fauna: pesticides and earthworms. In: Report for 1973, part I. Harpenden, Hertfordshire, United Kingdom.(Rothamsted Experimental Station).

EDWARDS, C.A., LOFTY, J.R., STAFFORD, C.J., (1972). Pesticides and earthworms. In: Report for 1971, part I. Harpenden, Hertfordshire, United Kingdom. (Rothamsted Experimental Station): 211-212.

EDWARDS, C.A., STAFFORD, C.J., (1979). Interactions between herbicides and the soil fauna. Ann. of Appl. Biol. 91: 132-137.

EDWARDS, C.A., STAFFORD, C.J., (1976). Effects of a herbicide on the soil fauna. In: Report for 1975 part I. Harpenden, Hertfordshire, United Kingdom, (Rothamsted Experimental Station): 129 pp.

EDWARDS, C.A., THOMPSON, A.R., (1973). Pesticides and the soil fauna. Residue Rev. 45: 1-79.

EDWARDS, C.A., THOMPSON, A.R., BEYNON, K., (1967). Some effects of chlorfenvinphos, an organophosphorus insecticide, on populations of soil animals. Revue d'ecologie et de biologie du sol, 5: 199-214.

EHLERT, B., (1980). Untersuchungen in einem Hartholz-Auenwald (Fraxino-Ulmetum) zur Laubstreuzersetzung durch einige ausgewählte Destruenten des Makroedaphons. Verh. d. Gesellsch. f. Ökol. (Freising-Weihenstephan 1979) 8: 423-434.

EIJSACKERS,H.J.P.,(1983). Development of earthworm populations in abandoned arable fields unden grazing management.In SATCHELL,J.E.(1983):241-246.

ELLENBERG, H., (1978). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 2. ed. Stuttgart (Ulmer): 981 pp.

EVANS, A.C., (1947). Method of studying the burrowing activity of earthworms. Ann. Mag. nat. Hist. 11: 643-650.

EVANS, A.C., (1948). Some effects of earthworms on soil structure. Ann appl. Biol. 35: 1-13.

EVANS, A.C., GUILD, W.J.Mc.L., (1947). Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. I. Biological studies in the field. Ann. appl. Biol. 34: 307-330.

EVANS, A.C. GUILD, W.J.Mc.L., (1948). Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. IV. On the life cycles of some British Lumbricidae. Ann appl. Biol. 35: 471-484.

EVANS, A.C., GUILD, W.J.Mc.L., (1948). Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. V. Field populations. Ann. appl. Biol. 35: 485-493.

FAYOLLE, L., (1979). Consequences of the impact of pollutants on earthworms. III: laboratory tests. Docum. Pedozool. 1: 34-65.

FERRIERE, G., FAYOLLE, L., BOUCHE, M.B., (1981). Un nouvel outil, essentiel pour l'ecophysiologie et l'ecotoxicologie: l'elevage des lombriciens en sol artificiel. Pedobiologia 22: 196-201.

FEST,C.,SCHMIDT,K.J.,(1973). The chemistry of organophosphorus pesticides. Berlin (Springer):339pp.

FIGGE, K., KLAHN, J., (1982). Die Pflanzenstoffwechselbox. GIT Fachz. Lab. 26: 680-685.

FIGGE, K., KLAHN, J., KOCH, J., (1983). Testing of chemicals by evaluation of their distribution and degradation patterns in an environmental standard system. Regulatory Toxicology and Pharmacology 3: 199-215.

FIGGE, K., KLAHN, J., KOCH, J., (1985). Chemische Stoffe in Ökosystemen. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 61, Stuttgart (G. Fischer): 234 pp.

FOLLNER, W., KÖNINGER, RÜHLE, H., (1979). Spritz- und Ausbringtechnik bei der Schädlingsbekämpfung im Weinbau. Der Badische Winzer 4: 126-130.

FRAHM, J., (1973).Behaviour and side effects of benomyl (collective report). Zeitschr. f. Pflanzenkr. 80: 431-446.

FRANZ, H., (1975). Die Bodenfauna der Erde in biozönotischer Betrachtung. Erdwiss. Forschungen 10: 2.Bd. Wiesbaden (F. Steiner).

FRÄNZLE, O., (1982). Erfassung von Ökosystemparametern zur Vorhersage der Verteilung von neuen Chemikalien in der Umwelt. Forschungsbericht 106 02 015 uba-FB 82-012: 345 pp.

FRISCHE,R.,KLÖPFFER,W.,SCHÖNBORN,W.,(1979). Bewertung von organisch-chemischen Stoffen und Produkten in Bezug auf ihr Umweltverhalten-chemische,biologische und wirtschaftliche Aspekte. Studie des Battelle-Instituts e.V.für das Umweltbundesamt Berlin. Frankfurt a.M. (Battelle).

FÜHREMANN, T.W., LICHTENSTEIN, E.P., (1978). Release of soil bound methyl carbon-14 parathion residues and their uptake by earthworms and oat plants. J. Agric. Food Chem. 26: 605-610.

GADGIL, M., SOLBRIG, O.T., (1972). The concept of r- and K-selection: evidence from wild flowers and some theoretical considerations. Am. Ant. 106: 14-31.

GEIKE, F., (1976). Jahresbericht/Annual report. Berlin und Braunschweig, GFR: Biologische Bundesanstalt für Land u. Forstwirt.: 137 pp.

GHABBOUR, S.I., (1966). Earthworms in agriculture. A modern evaluation. Rev. Ecol. Biol. Sol. 3: 259-271.

GHABBOUR, S.I., (1968). Methods for the utilisation of radioisotopes in the study of ecosystems. Rev. Ecol. Biol. Sol. 5: 245-263.

GHABBOUR, S.I., IMAM, M., (1967). The effect of five herbicides on three oligochaete species. Rev. Ecol. Biol. Sol. 4: 119-122.

GHILAROV,M.S.,(1949). Peculiarities of the soil as an environment and its significans in insect evolution. Moskau (UdSSR NAUKA) : 273 pp.

GHILAROV,M.S.,(1956). Soil fauna of the Derkul River basin. Trudy Inst. Lesa 30: 235-278.

GHILAROV, M.S., (1965). Zoological methods in soil diagnostics. Moskau (Nauka): 278 pp.

GHILAROV, M.S., KRIVOLUTSKY, D.A., (1971). Radioecological researches in soil zoology. In: D'AGUILAR, J., et al. (ed.). IV. Colloquium Pedobiologiae. INRA Dijon 14-19/IX/1970. INRA-Paris: 537-545.

GHILAROV, A.M., TIMONIN, A.G., (1972). Relations between biomass and species diversity in marine and freshwater zooplankton communities. Oikos 23: 190-196.

GHILAROV,M.S.,MAMAJEV,B.T.,(1966). On the colonization of earthworms in the artesian irrigated oasis of Wurte Kysyl-Kum. Pedobiologia 6:197-218.

GILLETT; J.W., GILE, J.D., (1976). Pesticide fate in terrestrial laboratory ecosystems. Int. J. of Environm. Stud. 10: 15-22.

GILLMAN, A.P., VARDANIS, A., (1974). Carbofuran: comparative toxicity and metabolism in the worms Lumbricus terrestris L. and Eisenia foetida . J. of Agricul. and Food Chem. 22: 625-628.

GOATES,G.C.,EDWARDS,C.A.,(1984). The prediction of field toxicity to earthworms by laboratory methods.Abstract.Intern.Conference on Earthworms in Waste and Environmental Management,Cambridge 23.-27.7.84.

GÖHLICH, H., (1982). Abdrift im Pflanzenschutz unter Berücksichtigung von Meßergebnissen am Steilhang. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschtzd. 34: 100-109.

GÖSSWALD,K.(1956). Vorwort zur Zeitschrift Waldhygiene. Waldhygiene 1:2-3.

GOFFART, H., (1949). Die Wirkung neuer insektizider Mittel auf Regenwürmer. Anz. f. Schädlingskd. 22: 72-74.

GOFFINET,G.(1975). Ecologie edaphique des milieux naturels du Haut-Shaba (Zaire).I. Caracteristiques,ecotypiques et synecologie comparée des zoocenoses intercaliques,Rev.Ecol.Biol.Sol 12:691-722.

GOFFINET,G.,(1976a). Ecologie edaphique des ecosystemes naturels de Haut-Shaba (Zaire).II. Phenologie et fluctuations demographiques au niveau des groupes zoologiques dominants et de quelques populations d'Arthropodes. Bull.Ecol. 7: 335-352.

GOFFINET,G.,(1976b). Ecologie edaphique des ecosystemes naturels de Haut-Shaba (Zaire). III. Les peuplements en termites epiges au niveau des latosols. Rev.Ecol.Biol.Sol 13: 459-476.

GOLDSMITH, C.D., SCANLON, P.F., (1976). Lead levels in mammals and invertebrates associated with highways of different traffic volumes. Virg. J. of Sc. 27: 44 pp.

GOLDSMITH, C.D., SCANLON, P.F., (1977). Lead levels in small mammals and selected invertebrates associated with highways of different traffic densities. Bul. of Environm. Contamin. and Toxicol. 17: 311-316.

GORING,C.A.J.,(1967). Physical aspects oo soil in relation to the action of soil fungicides. Ann.Rev. Phytopathol. 5: 285-318.

GRAFF, O., (1953). Die Regenwürmer Deutschlands. Schrift. Forsch. Land. Braunschweig-Volk, 7: 81 pp.

GRAFF, O., (1964). Untersuchungen über die Bodenfauna in Ackerböden. Habil. Schr. Landw. Fak. Gießen: 107 pp.

GRAFF, O., (1971). Stickstoff, Phosphor und Kalium in der Regenwurmlosung auf der Wiesenversuchsfläche des Sollingprojektes. In: D'AGUILAR, J., (ed.). "IV Colloquium Pedobiologiae". Institut National des Recherches Agriculturelles Publ. 71-7, Paris: 503-511 pp.

GRANT,J.D.,(1983). The activities of earthworms and the fate of seeds. In: SATCHELL,J.E. (1983): 107-122.

GREENLAND, D.J., HAYES, M.H.B., (1981). The chemistry of soil processes. New York (Wiley): 714 pp.

GREENSLADE, P.J.M., (1972). Evolution in the staphylnid genus Priochirus (Coleoptera). Evolution 26: 203-220.

GREENSLADE; P.J.M., (1983). Adversity selection and the habitat templet. Am. Nat. 122: 352-365.

GREENSLADE, P.J.M., GREENSLADE, P., (1983). Ecology of soil invertebrates. In: "Soils: An Australian viewpoint", Division of Soils, CSIRO, Commonwealth Scientific Industrial Research Organization, Melbourne and Academic Press, London: 645-669 pp.

GRIFFITHS, D.C., RAW, F., LOFTY, J.R., (1967). Effect on soil fauna of insecticides tested against wireworms in wheat. Ann. Appl. Biol. 60: 479-490.

GROSSMANN, F., (1974). Possibilities and limitations of the use of systemic fungicides. Zeitscht. f. Pflnzkr. 81: 670-678.

GUENZI,W.D.,(1974). Pesticides in soil and water. Madison (Soil Science Soc. of America): 562 pp.

GUILD, W.J.Mc.L., (1952). Variation in earthworm numbers within field populations. J. Anim. Ecol. 21: 169.

GULLVAG, B.M., (1978). Subcellular localization of polluting metals in roadside earthworms exposed to traffic exhaust gases. Cytabios 22: 141-154.

HALL,C.A.S.,DAY,J.W.,(1977). Ecosystem modeling in theory and practice: an introduction with case histories.New York (J.Wiley):684pp.

HADJIBIRDS, K., FAYOLLE, L., BOUCHE, M.B., (1979). Consequences of the impact of pollutants on earthworms. II: statistical estimation of risks. Doc. Pedozool. 1: 24-32.

HAMBLYN,C.J.,DINGWALL,A.R.,(1945). Earthworms. N.Z. Journ.Agric. 71: 55-58.

HARDIN, G., (1960). The competitive exclusion principle. Science 131: 1291-1297.

HARTENSTEIN,R.,MITCHELL,M.J.,(1978). Utilization of earthworms and microorganisms in stabilization, decontamination and detoxioication of residual sludges from treatment of wastewater. Final Report to the Nat.Sci.Found. SUNY College of Envinonmental Science and Forestry. Syracuse,N.Y.

HEATH, G.W., ARNOLD, M.K., EDWARDS, C.A., (1966). Studies in leaf litter breakdown. I. Breakdown rates among leaves of different species. Pedobiologia 6: 1-12.

HEIMBACH, F., (1984). Correlations between three different test methods for determining the toxicity of chemicals to earthworms. Pestic. Sci. 15: 605-611.

HEIMBACH, F., (1985). Comparison of laboratory methods, using Eisenia foetida and Lumbricus terrestris, for the assessment of the hazard of chemicals to earthworms. Z. f. Pflanzenkrankheiten u. Pflanzenschtz. 92: 186-193.

HENSEN,V.,(1882). Über die Fruchtbarkeit des Erdbodens in ihrer Abhängigkeit von den Leistungen der in der Erdrinde lebenden Würmer. Landw.Jahrb. 11: 661-698.

HERLITZIUS, H., (1983). Biological decomposition efficiency in different woodland soils. Oecologia 57: 78-97.

HERLITZIUS, R., HERZLITZIUS, H., (1977). Streuabbau in Laubwäldern. Oecologia 30: 147-171.

HEUNGENS, A., (1966). Control of earthworms in spruce litter and in vitro. Meded. Rijksfac. Landbouwwet Gent. 31: 329-432.

HEUNGENS, A., (1969). L'influence de la fumure et des pesticides aldrine, carbaryl et DBCP sur la faune du sol dans la culture des azalees. Rev. d'Ecol. et de Biol. du Sol, 6: 131-145.

HILL, M.O., (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427-432.

HILLEBRAND,W.(1978a). Weinbau-Taschenbuch. 4.A. Wiesbaden (Bilz u. Fraund).

HILLEBRAND,W.(1978b). Rebschutz-Taschenbuch.5.A.Wiesbaden (Bilz u. Fraund).

HILTBOLD,A.E.,(1974). Persistence of pesticides in soil. In GUENZI(1974):203-222.

HIRST,J.M., STEDMAN,O.J.,(1962). The epidemiology of apple scab (Venturia inaequalis(Cke.)Wint.).III. The supply of ascospones. Ann. appl.Biol. 50 : 551-567.

HOEKSEMA, K.J., JONGERIOUS, A. VAN DER MEER, K., (1956). On the influence of earthworms on the soil structure in mulched orchards. Boor en Spade 8: 183-201.

HOMRIGHAUSEN, E., BUDIG, M., FLECK, P., (1979). Die Begrünung als Aktivierungs- und Regulationsfaktor der Bodendynamik. Die Wein-Wissenschaft 1: 39-47.

HOMRIGHAUSEN, E., FLECK, P., (1980). Die Dauerbegrünung - eine Maßnahme zur Erhaltung und Verbesserung der Leistungsfähigkeit des Rebstandortes. Die Wein-Wissenschaft 4: 242-258.

HOPKINS, A.R., KIRK, V.M., (1957). Effects of several insecticides on the English red worm. J. Econ. Entomol. 50: 699-700.

HOPP,H.,SLATER,C.S.,(1949). The effect of earthworm on the productivity of agricultural soil. J.Agric.Res. 78 : 325-339.

HORBER, E., GHABBOUR, S.I., (1966). Labbeling oligochaetes with P-32. Rev. Ecol. Biol. Sol 3: 277-281.

HOWARD,P.H.,SAXENA,J.,DURKIN,P.R.,OU,L.T.,(1975). Review and evaluation of available techniques for determining persistence and routes of degradation of chemical substances in the environment. EPA-560/5-75-006.

HOY, H.M., (1955). Toxicity of some hydrocarbon insecticides to earthworms. New Zealand J. of Sc. and Technol. A, 37: 367-372.

HUHTA,V.,(1979). Effects of liming and deciduous litter on earthworm (Lumbricidae) populations of a spruce forest, with an inoculation experiment on Allolobophora caliginosa. Pedobiologia 19: 340-345.

HUHTA, V.E., KOSKENNIEMI, A., (1975). Numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forests at two latitudes in Finland. Annales Zoologici Fennici 12: 164-182.

HUTSON,B.R.,(1972). The invertebrate fauna of a reclaimed pit heap. Landscape Reclamation, Vol.2, Guildford (IPC Press): 64-69.

HYCHE, L.L., (1956). Control of mites infesting earthworm beds. J. Econ. Ent. 49: 409-410.

JEANSON, C., (1968). Essai de pédozoologie expérimentale: morphologie d'un sol artificiel structuré par les lombricides. Memoires du Museum National d'Histoire Naturelle Nov. Série: Ser. A Zoologie 46: 215-374.

JENKINSON; D.S., (1976). The effect of biocidal treatment on metabolism in soil. IV: the decomposition of fumigated organisms in soil. Soil Biol. and Biochem. 8: 203-208.

JOHN, T.V.S., (1980). Influence of litterbags on growth of fungal vegetative structures. Oecologia 46: 130-132.

JOHNSON, E.V., MACK, G.L., THOMPSON, D.Q., (1976). The effect of orchard pesticide applications on breeding robins. Wilson Bull. 88: 16-35.

JOSHI, N.V. KELKAR, B.V., (1952). The role of earthworms in soil fertility. Indian J. agric. Sci. 22: 189-196.

KAUFMAN,D.D.,(1974). Degradation of pesticides by soil microorganisms. In: GUENZI (1974): 133-202.

KATES, R.W., (1978). Risk assessment of environmental hazard. Scope 8. Chichester (J. Wiley): 112 pp.

KELSEY, J.M., ARLIDGE, E.Z., (1968). Effects of isobenzan on soil fauna and soil structure. N.Z.J. Agric. Res. 11: 245-260.

KENAGA,E.E.,GORING,C.A.I.,(1980).Relationship between water solubility,soil sorption, octanol water partitioningn and bioconcentration of chemicals in biota. In: EATON,J.C. et al.:Aquatic Toxicology. ASTM-Publ.STP707 Philadelphia:78-115.

KEOGH, R.G., (1979). Lumbricid earthworm activities and nutrient cycling in pasture ecosystems. In:ROSBY, T.K., POTTINGER, R.P., (eds.). Proc. 2nd Australasian Conf. Grassl. Invert. Ecol., Wellington (Government Printer): 49-51.

KEOGH, R.G., WHITEHEAD, P.H., (1975). Observations on some effects of pasture spraying with benomyl and carbendazim on earthworm activity and litter removal from pasture. N.Z.J. Exp. Agric. 3: 103-104.

KIEFER,W.,(1978). Die Arbeit im Weinberg. In: AMBROSI,H.,BECKER,H.(1978):84-100.

KLEMENT, A.W., SCHULTZ, V., (1980). Freshwater and terrestrial radioecology - a selected bibliography. Stroudsburg (Dowden, Hutchinson & Ross Inc.): 587 pp.

KLÖPFFER,W,RIPPEN,G.,FRISCHE,R.,(1982).Physicochemical properties as useful tools for predicting the environmental fate of organic chemicals. Ecotoxicology and Environmental Safety 6: 294-301.

KLOFT, W.J., (1978). Ökologie der Tiere. Ulmer, Stuttgart, (UTB 729): 304 pp.

KLOFT, W.J., KLOFT, E.S., (1978). Untersuchungen über Aufnahme und Ausscheidung von radioaktiven Tracern durch den Organismus von Insekten als Grundlage für radioökologische Forschungen in der Entomologie. Mitt. dtsch. Ges. allg. angew. Ent. 1: 6-10.

KLOFT, W.J., (1984). Entomology. In: L'ANNUNZIATA, H.F., LEGG, J.C., (1984). II 51-103 pp.

KNEITZ, G., (1980). Möglichkeiten der Bioindikation in der Landschaftsplanung. Waldhygiene 13: 155-159.

KOBEL-LAMPARSKI, A., LAMPARSKI, F., (1983). Die Wiederbesiedlung flurbereinigten Rebgeländes im Kaiserstuhl durch Lumbriciden. Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38: 337-342.

KOLBE, M., (1981). Regenwurmbesatz in Kernobstanlagen in Abhängigkeit von unterschiedlichen Bodenpflegemaßnahmen. Diplomarbeit Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn: 77 pp.

KONONOVA,M.M.,(1975). Soil organic matter. London(Pergamon Press).

KONSTANTINOV, O.K., GORCHAKOVSKAYA, N.N., (1977). Residues of DDT in biogenocenoses of taiga after application of DDT for control of Ixodes persulcatus P. Sch. Wiadomosci Parazytol. 23: 253-254.

KONSTANTINOV, O.K., TALANOV, G.A., (1974). The content of DDT residues in earthworms and the reaction of earthworms to DDT treatment of taiga foci of tick-borne encephalitis. Trudy Instituta Poliomielita I Virusnykh. Entsefalitov AMN SSSR, 22: 113-117.

KORGANOVA, G.A., (1973). Influence of experimental soil pollution with Sr^{90} on the fauna of soil protists. zool. J. 52: 939-941.

KORTE,F.,(1980). Ökologische Chemie- Grundlagen und Konzepte fün die ökologische Beurteilung von Chemikalien. Stuttgart (G.Thieme):212pp.

KORTE,F.,FREITAG,D.,GEYER,H.,KLEIN,W.,KRAUS,A.G.,LAHANIATIS,E.,(1978). Ecotoxicological profile analysis. A concept for establishing ecotoxicologic priority lists for chemicals. Chemosphere 7: 79ff.

KREMER, E., (1954). Die Terrassenlandschaft der mittleren Mosel als Beitrag zur Quartärgeschichte. Dissertation Bonn: 100 pp.

KRETZSCHMAR, A., (1978). Quantification écologique des galeries de lombriciens. Techniques et premières estimations. Pedobiologia 18: 31-38.

KRETZSCHMAR, A., (1982). Description des galeries des vers de terre et variation saisonnière des rèseaux (observations en conditions naturelles). Rev. Ecol. Biol. Sol 19: 579-591.

KREUTZ, H.J., (1936). Studien an einheimischen Lumbriciden. Z. Morph. Oekol. Tiere 30: 786-810.

KREUTZ,W.,BAUER,W.,(1967). Die kleinklimatische Geländekartierung der Weinbaugebiete Hessens. In ZAKOSEK et al.(1967).Abh.hess.A.-Amt Bodenforsch. 50: 20-49.

KRIVOLUTSKY, D.A., KORGANOVA, G.A., TIKHOMIROV, F.A., (1983). Some radioecological problems of terrestrial and soil animals. In: LEBRUN et al. New trends in soil biology. Proc. VIII Int. Coll. Soil Zool. Ottignies-Louvain-la-Neuve: 463-469 pp.

KRIVOLUTSKY, D.A., POKARZHEVSKY, A.D., (1974). Die Rolle der Bodentiere bei der biogenen Verlagerung von Calcium und Strontium-90. Zurnal Obshcei Biologii, 35: 263-269.

KRIVOLUTZKY, D.A., POKARZHEVSKY, A.D., (1977). The role of soil animals in nutrient cycling in forest and steppe. Soil organisms as components of ecosystems. Ecol. Bull. 25: 253-260.

KRIVOLUTSKY, D.A., SEMYASHKINA, T.M., MIKHAL'TSOVA, Z.A., TURCHANINOVA, V.A., (1980). Earthworms as bioindicators of radioactive contamination of soil. Sov. J. Ecol. 11: 379-383. (in russ.).

KRIVOLUTSKY, D.A., TICHOMIROVA, A.L., TURCHANINOVA, V.A., (1972). Struturänderungen des Tierbesatzes (Land- und Bodenwirbellose) unter dem Einfluß der Kontamination des Bodens mit Sr^{90} . Pedobiologia 12: 374-380.

KROPAC,Z.,(1966). Estimation of weed seeds in arable soil. Pedobiologia 6:105-128.

KÜHLE, J.C., (1978). Radiotraceruntersuchungen zum Calciumstoffwechsel von Lumbricus terrestris. Diplomarbeit Universität Bonn. Math.-Nat.-Fakultät: 107 pp.

KÜHLE, J.C., (1979). Vergleichende Untersuchungen zur Funktion der Kalkdrüse verschiedener Regenwurmarten bei unterschiedlicher CO_2-Atmosphäre. Verh. Ges. Ökol. 8: 411-415.

KÜHLE, J.C., (1983a). Die Bedeutung von Regenwürmern als Bioindikatoren - am Beispiel deutscher Weinbergsböden-. Verhandlg. d. Gesellsch. f. Ökologie (Mainz 1981) 10: 115-126.

KÜHLE, J.C., (1983b). Adaptation of earthworm populations to different soil treatments in apple orchard. In: LEBRUN, P. (ed.). New Trends in Soil Biology. Proc. 8th Int. Colloq. Soil Zool., Louvain-la-Neuve, 1982. Dieu-Brichart, Ottignies-Louvain-la-Neuve: 487-501 pp.

KÜHLE, J.C. (1983c).Ökotoxikologische Modelluntersuchungen zur Bewertung von Regenwürmern als Bioindikatoren. Verh. Dtsch. Zool. Ges. Stuttgart (G. Fischer): 147-151 pp.

KUHR,R.J.,DOROUGH,H.W.,(1976). Carbamate insecticides: chemistry, biochemistry and toxicology. Cleveland (CRC Press):301pp.

KURCHEVA, G.F., (1960). The role of invertebrates in the decomposition of the oak leaf litter. Pocvovedinie 4: 16-23.

LAMOTTE, M., (1975). The structure and function of a tropical savannah ecosystem. In: GOLLEY, F.B., MEDINA, E. (eds.). Tropical Ecological Systems. Ecol. Studies 11 Berlin (Springer): 179-222 pp.

LAN, H., van der, ASPÖCK, H., (1962). Zur Wirkung von Sevin auf Regenwürmer. Anz. f. Schädlkd. 35: 180-182.

L'ANNUNZIATA, M.F., LEGG, J.O., (1984). Isotopes and radiation in agricultural sciences. 2 vol. London (Academic Press).

LANKESTER, E.A., (1964). The anatomy of the earthworm. Quart. Jour. Micr. Sci. 4: 258-268.

LAVELLE, P., (1978). Les vers de terre de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). Peuplements, populations et fonctions de l'écosystème. Publ. Lab. Zool. E.N.S. 12: 1-301.

LAVELLE, P., (1979). Relations entre types écologiques et profils démographiques chez les vers de terre de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). Rev. Ecol. Biol. Sol 16: 85-101.

LAVELLE,P.,(1983). The structure of earthworm communities. In: SATCHELL,J.E. (1983): 449-466.

LEE, K.E.,(1959). The earthworm fauna of New Zealand. N.Z. Dept. Sci. Industr. Res. Bull. 130.

LEIGH, E.G., (1965). On the relation between the productivity, biomass, diversity, and stability of a community. Proc. of the Nat. Acad. of Sciences of the USA 53: 777-783.

LEGER, R.G., MILLETTE, G.J.F., (1977). Resistance of earthworms Lumbricus terrestris and Allolobophora turgida to the fungicide captan-50 wettable powder. Rev. Canad. de Biol. 34: 351-353.

LEGG, D.C., (1968). Comparison of various worm-killing chemicals. J. Sports Turf Res. Inst. 44: 47-48.

LETEY,J.,FARMER,W.J.,(1974). Movement of pesticides in soil. In: GUENZI,W.D.(1974): 67-98.

LETEY, J., ODDSON, J.K., (1972). Mass Transfer. In: GORING, C.A.J., HAMAKER,J.W., (eds.). Organic Chemicals in soils and environment. Vol. 1: 399-440.

LICHTENSTEIN, E.P., (1977). Fate of pesticides in a soil-plant microcosm. In: Proc. Symp. on terrestrial microcosms and environmental chemistry, Corvallis Or.Washington DC, (National Science Foundation).

LIPA, J.J., (1958). Effect on earthworm and Diptera populations of BHC dust applied to soil. Nature, 181: 863 .

LÖTTGEN, D., (1979). Erhebungen zum Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in den deutschen Weinbaugebieten 1977 und 1978. Staatsexamensarbeit Bonn.

LONG ASHTON RESEARCH STATION (United Kingdom), (1974). Report 1973. Bristol, United Kingdom:213 pp.

LONG ASHTON RESEARCH STATION (United Kingdom), (1973). Report 1972. Bristol, United Kingdom: 214 pp.

LONG ASHTON RESEARCH STATION (United Kingdom), (1975). Temperate tree fruits. In: Report 1974. Bristol, United Kingdom: 220 pp.

LOQUET.M.,(1974). Study of the microbiological activity of a permanent pasture (Haras du Pin): comparison with earthworm activity. Rev. Ecol. Biol. Sol 11: 47-65.

LOQUET, M., BHATNAGAR, T., BOUCHE, M.B., ROUELLE, J., (1977). Estimation of the ecological influence of earthworms on microorganisms. Pedobiologia 17: 400-417

LÜDERS, W., GANZELMEIER, H., (1983). Untersuchungsergebnisse über die Anlagerung der Behandlungsflüssigkeit bei verschiedenen Pflanzenschutzgeräten in Rebsteillagen. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd.35: 70-75.

LUND, M., (1976). Control of the European mole Talpa europea. Vertebr. Pest Conference, proceedings 7: 125-130.

LUNT, H.A., JACOBSON, G.M., (1944). The chemical composition of earthworm casts. Soil Sci. 58: 367-375.

MAC ARTHUR, R.H., (1965). Patterns of species diversity. Biol. Rev. 40: 510-533.

MAC ARTHUR, R.H., WILSON, E.O., (1967). The theory of island biogeography. Princeton (N.J. Princeton University Press).

MACKAY, D., (1979). Finding fugacity feasible. Environmental Science and Technology 13: 1218-1223.

MACKAY, D., PATERSON, S., (1981). Calculating fugacity. Environmental Science and Technology 15: 1006-1014.

MACRILL,M.,(1974). Some botanical aspects of earthworm activity. Ph.D.Thesis University of Wales.

MADGE, D.S., (1969). Litter disappearance in forest and savanna. Pedobiologia 9: 288-299.

MALDAGUE, M., COUTURE, G., (1972). Utilisation de litières radioactives par Lumbricus terrestris. Proc. 4th Int. Congr. Soil Zool. Ann. Zool.: 193-200.

MARGALEF, D.R., (1958). Information theory in ecology. General Systems, 3: 36-71.

MARGALEF,R.D.,(1969). Diversity and stability: a practical proposal and a model of interdependence. In: Diversity and Stability in Ecological Systems. Brookhaven Symposium 22: 25-37.

MARTIN, N.A., (1976). Effect of four insecticides on the pasture ecosystem. Part V: Earthworms (Oligochaeta Lumbricidae) and arthropoda extracted by wet sieving and salt flotation. New Zealand J. of Agricult. Res. 19: 111-115.

MARTIN,N.A.,(1977). Guide to the lumbricid earthworms of New Zealand pastures. N.Z.J. Exp. Agric. 5: 301-309.

MARTIN, N.A., (1978). Aspects of the biology of some lumbricid earthworms in New Zealand pastures. N.Z.J. Ecol. 1: 175-176.

MARTIN, N.A., (1978). Effect of four insecticides on the pasture ecosystem. VI: Arthropoda dry heat-extracted from small soil cores and conclusions. N.Z.J. of Agricult. Res. 21: 307-319.

MARTIN, N.A., (1982). The effects of herbicides used on asparagus on the growth rate of the earthworm Allolobophora caliginosa. Proc. 33th N.Z. Weed and Pest Control Conf.: 328-331.

MARTIN, L.W., WIGGANS, S.C., (1959). The tolerance of earthworms to certain insecticides herbicides and fertilizers. Okla.Agric. Exp. Stn. Process Ser. : 344 .

MATSUMURA,F.,(1975). Toxicology of insecticides. New York (Plenum Press):503pp.

MAYR, E., (1967). Artbegriff und Evolution. Hamburg (Parey): 617 pp.

MCLANE, A.R., STICKEL, L.F., NEWSOM, J.D., (1971). Organocherine pesticide residue in woodcock, soils and earthworms in Louisiana, 1965. Pesticid. Monit. J. 5: 248-250.

MEAD-BRIGGS, A.R., TROUT, R.C., (1975). A field evaluation of the effectiveness of a phosphine fumigant for mole control. Agro. Ecosystems 2: 1-13.

MEISTERFELD, R., (1980). Die Struktur von Testaceenzönosen in Böden des Sollings. Verh. Ges. Ökologie (Freising-Weihenstephan 1979) 8: 435-447.

METCALF, R.L., (1977). Model ecosystem approach to insecticides degradation: a critique. Ann. Rev. Entomology 22: 241-261.

METCALF, R.L., COLE, L.K., WOOD, S.G., MANDEL, D.J., MILBRATH, M.L., (1979). Design and evaluation of a terrestrial model ecosystem for evaluation of substitute pesticide chemicals. EPA-600/3-79-004, Washington, DC.: 293 pp.

METCALF, R.L., SANGHA, G.K., KAPOOR, I.P., (1971). Model ecosystem for the evaluation of pesticide degradability and ecological magnification. Environm. Sci. Technol. 5: 709-713.

MICHAELSEN, W., (1903). Die geographische Verbreitung der Oligochaeten. Berlin: 183 pp.

MICHAELSEN, W., (1922). Die Verbreitung der Oligochaeten in Lichte der Wegener' schen Theorie der Kontinentverschiebung. Verh. Ver. naturs. Unterh. Hamburg, 3: 29 pp.

MIGULA, P., BACZKOWSKI, G., WIELGUS-SERAFINSKA, E., (1977). Respiratory metabolism and hemoglobin concentration in an earthworm, Eisenia foetida, under exposure of lead intoxication. Prace Naukowe, Universytet Slaski w Katowicach, 189: 79-94.

MILNE, D.L., DUTOIT, W., (1976). The effect of citrus nematicides on the earthworm population in the soil. Citrus and Subtropical Fruit J. 506: 13-15.

MOCHIZUKI, T., (1975). Ecological study of apple orchard soils contaminated by inorganic agricultural chemicals.I: effects of residual copper, lead and arsenate on the soil macrofauna of apple orchards in Tsugaru District, Aomori Prefecture, Japan. J. of the Sci. of Soil and Man. Japan (Nippon Dojohiryogaku Zassehi) 46: 45-50.

MORIARTY, F., (1983). Ecotoxicology- The study of pollutants in ecosystems. London (Academic Press): 233 pp.

MORRISON, F.O., (1950). The toxicity of BHC to certain microorganisms, earthworms and arthropods. Ontario Entomol. Soc.,Ann. Report 80: 50-57.

MÜCKENHAUSEN, E., (1962). Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Frankfurt a.M. 2.ed. (1974).

MÜCKENHAUSEN, E., (1977). Die Bodenkunde - und ihre geologischen geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen. Frankfurt a.M. (DLG): 579 pp.

MÜLLER, K., (1978). Mehrzweckberegnung im Weinbau - Versuchsergebnisse und Anwendungsmöglichkeiten. Weinberg und Keller 25: 405-419.

MUNNECKE,D.M.,JOHNSON,L.M.,TALBOT,H.W.,BARIK,S.,(1982). Microbial metabolism and enzymology of selected pesticides. In: CHAKRABARTY,A.M.(Biodegradation and Detoxification of Environmental Pollutants): 1-32.

NAGEL, P., (1978a). Speziesdiversität und Raumbewertung. Tagungsber. 41.Dt. Geographentag Mainz 1977: 486-497.

NEELY, W.B., (1980). Chemicals in the environment. New York (M. Dekker): 245 pp.

NELSON, J.M., SATCHELL, J.E., (1962). The extraction of Lumbricidae from soil with special reference to the hand-sorting method. In: MURPHY, P. (ed.). Progress in Soil Zoology. London (Butterworths): 294-299.

NENAIDENKO, G.N., (1973). The simultaneous application of chlormequat and 2,4-D. Khimiya V Sel'skom Khozyaistve, 11: 377-379.

NEWMAN, J.F., (1974). Ecological studies in pesticide research and development. In:Symposium on Integrated Control in Orchards, 5th, Bolzano, Italy, 1974; proceedings. Wageningen, Netherlands: Section Regionale Quest Palearctique, Organisation Internationale de Lutte Biologique Animaux et les Plantes Nuisibles: 327-332.

NIELSON,R.L.,(1951). Earthworms and soil fertility. Proc.N.Z.Grassl.Assoc. 13: 158-167.

NIELSEN, M.G., GISSEL-NIELSEN, G., (1975). Selenium in soil-animal relationships. Pedobiol. 15: 65-67.

NIKLAS, J., KENNEL, W., (1978). Lumbricidenpopulationen in Obstanlagen der Bundesrepublik Deutschland und ihre Beeinflussung durch Fungizide auf Basis von Kupferverbindungen und Benzimidazolderivaten. Z. f. Pflanzenkrankh. u. Pflanzenschtz. 85: 705-713.

NIKLAS, J., WELLER, F., KENNEL, W., (1979). Zum Einfluß von obstbaulichen Bodenpflegemaßnahmen auf Lumbriciden, insbesondere Lumbricus terrestris L. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 142: 411-421.

NIKLAS, J., (1980). Zur Wirkung von Pestiziden, insbesondere von Benzimidazolen, auf Regenwürmer und andere Bodentiere in Obstanlagen. Dissertation Universität Hohenheim: 105 pp.

ODUM, E.P. (1965). Feedback between radiation ecology and general ecology. health Physics 11: 1257-1262.

ODUM, E.P., GOLLEY, F.B., (1963). Radioactive tracers as an aid to the measurement of energy flow at the population level in nature. In: SCHULTZ, V., KLEMENT, A.W., (1963). Radioecology. New York (Reinhold Publ.): 403-410.

ODUM, H.T., (1970). A tropical rainforest. 3 vol. Office of Information Services - US Atomic Energy Comm.

ODUM,H.T.,(1983). Systems ecology. New York (J.Wiley): 644pp.

ORGIS, K., (1977). Die Weinbergunkrautgesellschaft im Gebiet des Mittleren Keupers in Franken besonders im Hinblick auf die Auswirkungen der Flurbereinigungsmaßnahmen. Hoppea, Deutschr. Regensb. Bot. Ges. 36: 193-246.

OWESEN, H.A., (1976). Artendiversität in der Ökologie. Ein Vergleich verschiedener Diversitätskonzepte unter besonderer Berücksichtigung mathematischer Gesichtspunkte. Reports SFB 95 Universität Kiel Nr. 16, 178 pp.

PARLE,J.N.,(1959). Activities of microorganisms in soil and influence of these on soil fauna. Ph-D Thesis London.

PARLE,J.N.,(1963a). Micro-organisms in the intestines of earthworms. J.Gen. Microbiol. 31: 1 -13.

PARLE,J.N.,(1963b). A microbiological study of earthworm casts. J. Gen. Microbiol. 31: 13-23.

PARKINSON,D.,(1978). Role of microflora in sludge applied to land reclamation. In: Utilization of soil organisms in sludge management.Syracuse(SUNY).

PARRY, G.D., (1981). The meanings of r- and K-selection. Oecologia 48: 260-264.

PATTEN,B.C.,(1971).Systems analysis and simulation in ecology I. New York (Academic Press):607 pp.

PATTEN,B.C.,(1972). Systems analysis and simulation in ecology II. New York (Academic Press):592pp.

PEREDELSKY, A.A., PORYADKOVA, M.A., RODIONOVA, L.Z., (1957). The role of earthworms in purification of soil contaminated with radioactive isotopes. Dokl. Akad. Nauk. 115: 309-312.

PEREDELSKY, A.A., (1960a). Effect of earthworms and wireworms on absorption by plants of the radioactive isotopes Ca-45 and Sr-90 from soil. Dokl. Akad. Nauk. 134: 1450-1452.

PEREDELSKY, A.A., (1960b). Dispersion of radioactive isotopes in the soil by earthworms. Dokl. Akad. Nauk. 135: 185-188.

PEREDEL'SKY, A.A., PORYADKOVA, N.A., RODIONOVA, L.Z., (1957). The role of earthworms in purification of soil contaminated with radioactive isotopes. Dokl. Akad. Nauk. 115: 809-812.

PEREDEL'SKY, A.A., (1960a). Effect of earthworms and wireworms on absorption by plants of the radioactive isotopes Ca^{45} and Sr^{90} from soil. Dokl. Akad. Nauk. 134: 1450-1452.

PEREDEL'SKY, A.A., (1960b). Dispersion of radioactive isotopes in the soil by earthworms. Dokl. Akad. Nauk. 135: 185-188.

PEREL, T.S., (1975). Life forms of Lumbricidae. J. gen. Biol. 36: 189-202. (in russ , English summary).

PERFECT, T.J., COOK, A.G., CRITCHLEY, B.R., CRITCHLEY, U., MOORE, R.L., RUSSELL-SMITH, A., SMITH, M.J., YEADON, R., (1977). The effects of DDT on the populations of soil organisms and the processes of decomposition in a cultivated soil in Nigeria. In: LOHM, U., PERSSON, T., (eds.). Soil Organisms as Components of Ecosystems. Ecol. Bull. 25: 565-568.

PERSSON, T., LOHM, U., (1977). Energetical significance of the annelids and arthropods in a Swedish grassland soil. Ecol. Bull. 23: 1-211.

PESSON,P. et al. (1971). La Vie dans les Sols. Paris (Gauthier-Villars).

PETERS,W.,(1977). Possible sites of ultrafiltration in Tubifex tubifex. Cell and T issue Research 179: 367-375.

PETERSEN, H., LUXTON, M., (1982). A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. Oikos 39: 288-388.

PIANKA, E.R., (1970). On r- and K-selection. Am. Nat. 104: 592-597.

PIANKA, E.R., (1972). r- and K-selection or b- and d-selection? Am. Nat. 106: 581-588.

PIEARCE, T.G., (1969): A study of the activity and function of calciferous glands in selected Lumbricidae. University of Wales (PhD-Thesis) Bangor 213 pp.

PIEARCE, T.G., (1972). The calcium relations of selected Lumbricidae. J. Anim. Ecol. 41: 167-188.

PIELOU, E.C., (1966a). Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. J. Theor. Biol. 10: 370-383.

PIELOU, E.C., (1966b). Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. Amer. Nat. 100: 463-465.

PIELOU, E.C., (1966c). The measurement of diversity in different types of biological collections. J.Theor. Biol. 13: 131-144.

PIELOU, E.C., (1975). Ecological diversity. New York (Wiley).

PIELOU, E.C., (1977). Mathematical ecology. New York (Wiley): 385 pp.

PLISKO,J.D.,(1973). Lumbricidae.Dzdzownice. Warschau (Panstwowe Wydan):156pp.

POKARZHEVSKY, A.D., KRIVOLUTSKY, D.A., (1975). The role of peodbionts in the biogeochemical cycles of calcium and strontium-90 in the ecosystem. In: VANEK, J., (1975). Progress in soil zoology. Prag (Academia): 249-254.

POLIVKA, J.B., (1951). Effect of insecticides upon earthworm populations. Ohio J. of Sc. 51: 195-196.

POLIVKA, J.B., (1953). More about the effect of insecticides on earthworm population (mimeo).Columbus, Ohio. Ohio Acad. of Sci.: 10 pp.

POMMER,E.H.,(1978). Fungizide. Ludwigshafen (BASF).

PONOMAREVA, S.I., (1948). The rate of formation of calcite in the soil by earthworms. Dokl. Akad. Nauk. SSSR 61: 505-507 (russ.).

PONOMAREVA, S.I., (1950). Die Rolle der Regenwürmer bei der Bildung von dauerhaften Strukturen in Böden mit Grasfruchtfolgen. Pocvovedenie 8: (russ.).

PONOMAREVA, S.I., (1952). Der Einfluß der Lebenstätigkeit der Regenwürmer auf die Mineralisierung der Vegetationsrückstände. Pocvovedenie 8 (russ.).

PONOMAREVA, S.I., (1953). Der Einfluß der Lebenstätigkeit der Regenwürmer auf die Bildung einer festen Struktur im rasenpodsoligen Boden. Trudy Pocvenogo Instituta im. V.V. Dokucaeva 41: 304-378 (russ.).

PONOMAREVA, S.I., (1962). Die Bedeutung von biologischen Faktoren für die Steigerung der Fruchtbarkeit rasenpodsoliger Böden. Z. Pfl. Ernähr. Düng. 97: 205-215.

POP,V., (1941). Zur Phylogenie und Systematik der Lumbriciden. Zool. Jahrb. Systematik 74: 487-522.

POP,V., (1948). Lombricidele din Romania. Acad.Rep.Popul.Romane.Sect.Geol. Geogr.,Biol. Ser.A. analele. 1 : 383-507.

PRASAD, R., MOODY, R.P.,(1974). Translocation of benomyl in elm (Ulmus americana L.). IX: some ecological consequences of the treatments on population dynamics of earthworms (Lumbricus terrestris L.).Chem. Cont. Res. Inst. (Ottawa, Canada). Inform. Report, CC-X 81: 12 pp.

PROBST,G.,PROBST,M.,(1982). Praktische Gründüngung für Landwirtschaft, Gartenbau, Sonderkulturen - Medizin für den Boden. München(Siebeneicher):126pp.

PURRINI, K., (1983). Soil invertebrates infected by microorganisms. In: LEBRUN, P. ANDRE, H.M., DE MEDTS, A., GREGOIRE-WIBO, C., WAUTHY, G., (eds.), (1982). New trends in soil biology. Proc. 8th Int. Colloquium Soil Zool., Louvain-la-Neuve, Dieu-Brichart, Ottignies-Louvain-la-Neuve : 167-175 pp.

RAW, F., (1959). Estimating earthworm populations by using formalin. Nature 184: 1661-1662.

RAW, R., (1962). Studies of earthworm populations in orchards. I. Leaf burial in apple orchards. Ann. Appl. Biol. 50: 389-404.

RANDELL, R., BUTLER, J.D., HUGHES, T.D.,(1972). The effect of pesticides on thatch accumulation and earthworm population in 'Kentucky' bluegrass turf, Poa pratensis. Hortscience, 7: 64-65.

REICHLE, D.E., (1970). Analysis of temperate forest ecosystems. Ecol. Studies 1: 304 pp.

REICHLE, D.E., et al., (1971). Effects of beta-gamma radiation of earthworms under simulated fallout conditions. In: Survival of food crops and livestock in the event of nuclear war. Oak RidgeTenn. Ut-AEC.: 527-534.

REINECKE, A.J., (1972). Earthworms, pesticides and pollution. Indikator, 4: 3 (Afrikaans).

RENKONEN, O., (1938). Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Ann. Zool. Soc. Zool.-Bot. Vanamo 6: 1-226.

RHEE, J.A. van, NATHANS, S., (1961). Observations on earthworm populations in orchard soils. Neth. J. Agric. Sci. 9: 94-100.

RHEE, J.A. van, (1967). Development of earthworm populations in orchard soils. In: GRAFF, O., SATCHELL, J.E., (eds.). Progress in soil biology. Amsterdam (North Holland Publishing Company):360-371 pp.

RHEE,J.A.van,(1969a). Inoculation of earthworms in a newly drained polder. Pedobiologia 9:128-132.

RHEE,J.A.van,(1969b). Development of earthworm populations in polder soils. Pedobiologia 9:133-140.

RHEE, J.A., van, (1969). Effect of biocides on their residues in earthworms. Ghent. Rijksuniversitet. Faculteit Landbouwwetenschappen. Mededelingen. 34: 682-689.

RHEE, J.A. van, (1971). The productivity of orchards in relation to earthworm activities. In: D'AGUILAR, J., (ed.). IV Colloquium Pedobiologiae. Paris (Institut National des Recherches Agriculturelles Publ.): 71-77 pp.

RHEE, J.A., van, (1975). Copper contamination effects on earthworms by disposal of pig waste in pastures. Progress in soil zoology, International Coll. 5th, 1975, proceedings: 451-457.

RICHTER,M.,(1978). Landschaftsökologische Standortanalysen zur Ermittlung des natürlichen Potentials von Weinbergbrachen am Drachenfels. Arb. Rhein. Landeskunde 45: 1-70.

RIPPEN,G.,(1984). Handbuch der Umweltchemikalien.Landsberg(ecomed).

ROZEN, A., (1982). The annual cycle in populations of earthworms (Lumbricidae, Oligochaeta) in three types of oak-hornbeam of the Niepolomicka Forest. I. Species composition, dominance, frequency and associations. Pedobiologia 23: 199-108.

RUPPEL, R.F., LAUGHLIN, C.W., (1977). Toxicity of some soil pesticides to earthworms. J. of the Kansas Entomol. Soc. 50: 113-118.

RUPPEL, R.F., LAUGHLIN, C.W., FOGG, R., (1973). Toxicities of some insecticides to earthworms. Entomol. Soc. of Am., North Central Branch, proceed. 23: 189

SALT, G., HOLLICK, F.S.J., (1944). Studies of wireworm populations. I. A census of wireworms in pasture. Ann. Appl. Biol. 31: 52-64.

SATCHELL, J.E., (1955b). An electrical method of sampling earthworm populations. In: KEVAN, D.K.McE., (ed.). Soil Zoology. London (Butterworth): 356-364.

SATCHELL, J.E., (1969). Methods of sampling earthworm populations. Pedobiologia 9: 20-25.

SATCHELL, J.E., (1970). Measuring population and energy flow in earthworms. In: PHILLIPSON, J., (ed.). Methods of Study in Soil Ecology.Paris, Proc. Paris Symp. United Nations Educational Scientific and Cultural Organization: 261-267.

SATCHELL, J.E., (1971). Earthworms. In: PHILLIPSON, J., (ed.). Methods of Study in Quantitative Soil Ecology: Population, Production and Energy Flow. International Biological Programme Publ. 18. London (Blackwell): 107-127.

SATCHELL, J.E., (1980). r-worms and K-worms: a basis for classifying lumbricid earthworm strategies. In: DINDAL, D.L., (ed.). Soil biology as related to land use practices. Proc. 7th Int. Soil Zool. Coll. Syracuse, NY: 848-864.

SATCHELL, J.E., MARTIN, K., (1981). A bibliography of earthworm research. Inst. Terr. Ecol. Grange-over-Sands, Cu.

SATCHELL, J.E., MARTIN, K., (1985). dto. Supplement I.

SCHEELE, B., (1980). Referenzchemikalien als Hilfsmittel zur Auswertung eines Forschungsprogrammes. - Ziele und Kriterien für die Auswahl. Chemosphere 9: 293-309.

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P., (1982). Lehrbuch der Bodenkunde (11 ed.). Stuttgart (F. Enke): 442 pp.

SCHELER, W., (1980). Grundlagen der Allgemeinen Pharmakologie. Stuttgart (G. Fischer): 712 pp.

SCHELL, C., (1983). Untersuchungen zur Produktion und zur Laubstreuzersetzung auf einer Rebfläche bei Eltville/Rheingau. Diplomarbeit (Prof. Dr. G. Kneitz) Universität Bonn.

SCHIEFER,J.,(1980). Bracheversuche in Baden-Württemberg. Vegetations- und Standortsentwicklung auf 16 verschiedenen Versuchsflächen mit unterschiedlichen Behandlungen. Diss. Univ. Hohenheim: 274pp.

SCHIMITSCHEK,E.,(1969). Grundzüge der Waldhygiene.Hamburg.

SCHMELCHER, M., (1983). Untersuchungen zur Milbenfauna verschiedener Weinbergsböden im oberen Rheingau unter besonderer Berücksichtigung der Raubmilben (Acarina, Gamasina). Diplomarbeit (Prof. Dr. G. Kneitz) Universität Bonn.

SCHRADER, L., (1974). Untersuchungen über die Dynamik des Wasserhaushaltes von Weinbergsböden mit Hilfe der Neutronensonde. Diss. Bonn: 255 pp.

SCHREAD, J.C., (1952). Habits and control of the Oriental earthworm. Bull. connec. Agric. Exp. Stn. 556: 5-15.

SCHREIBER,K.F.,(1977). Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. Verh.Ges.f. Ökologie(Göttingen 1976): 251-263.

SCHREIBER,K.F.,(1980). Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg unter dem Einfluß verschiedener Landschaftflegemaßnahmen. Verh. Ges.f.Ökologie (Freising-Weihenstephan 1979) Bd8 : 185-203.

SEEWALD, F., (1979). Die Regenwürmer des Landes Salzburg. Veröffentl. d. Universität Innsbruck 122: 59 pp.

SENAPATI,B.K.,DASH,M.C.(1981). Effect of grazing on the elements of production in vegetation and oligochaete components of a tropical pasture. Rev. Ecol. Biol. Sol 18: 487-505.

SHANNON, C.E., (1948). A mathematical theory of communication. Bell Syst. Tecnn. J. 27: 379-423.

SHANNON, C.E., WEAVER, W., (1949). The mathematical theory of communication. Urban (University of Illinois Press): 125 pp.

SHRIKHANDE, J.C., PATHAK, A.N., (1951). A comparative study of the physico-chemical characters of the castings of different insects. Indian J. Agric. Sci. 21: 401-407.

SIMS, R.W., (1980). A classification and the distribution of earthworms, sub-order Lumbricina (Haplotaxida: Oligochaeta). Bull. British Museum (Nat. Hist.) Zool. Ser. 39: 103-124.

SIMPSON, E.H., (1949). Measurement of diversity. Nature 163: 688.

SOIL SURVEY STAFF (1960). Soil classification. A comprehensive system 7 th. Approximation. Washington, D.C.

SOIL SURVEY STAFF (1975). Soil taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Washington, D.C.

SOUTHWOOD, T.R.E., (1977). Habitat, the templet for ecological strategies. J. Anim. Ecol. 46: 337-365.

SOUTHWOOD, T.R.E., (1978). Ecological methods-with particular reference to the study of insect populations. London (Chapman and Hall); 2. ed.: 524 pp.

SPUHLER,L.,(1957).Einführung in die Geologie der Pfalz.Speyer.

STEARNS, S.C., (1976). Life-history tactics: a review of the ideas. Q.Rev. Biol. 51: 3-47.

STEARNS, S.C., (1977). The evolution of life history traits: a critique of the theory and a review of the data. Ann. Rev. Ecol. Syst. 8: 145-171.

STEINBERG, B., (1976). Einfluß der ortsfesten Zusatzberegnung auf die Ertragsbildung der Rebe. Zeitschrift f. Bewässerungswirtschaft 2: 87-105.

STENERSEN, J., (1973). Effect of insecticides on earthworms. Symp. om Miljovirkninger Av. Pesticider Og Enkelte Beslektede Stoffer: 78-84.

STENERSEN, J., GILMAN, A., VARDANIS, A., (1973). Carbofuran: its toxicity to and metabolism by earthworms (Lumbricus terrestris). J. of Agricult. and Food Chem. 21: 166-171.

STENERSEN, J., (1979). Action of pesticides on earthworms. Part I: the toxicity on cholinesterase-inhibiting insecticides to earthworms as evaluated by laboratory tests. Pesticides Sci. 10: 66-74.

STENERSEN, J., (1979). Action of pesticides on earthworms. Part II: elimination of parathion by the earthworm Eisenia foetida (Savigny). Pesticide Science 10: 104-112.

STENERSEN, J., (1979). Action of pesticides on earthworms. Part III: inhibition and reactivation of cholinesterases in Eisenia foetida (Savigny) after treatment with cholinesterase-inhibited insecticides. Pesticide Science 10: 113-122.

STÖCKLI, A., (1928). Studien über den Einfluss der Regenwürmer auf die Beschaffenheit des Bodens. Landwirtsch. Jahrb. Schweiz 42: 1.

STÖCKLI,A.,(1949). Einfluß der Mikroflora und -fauna auf die Beschaffenheit des Bodens. Z.f. Pflernährg. u. Bodenk. 45: 41-53.

STOCKDILL, S.M.J., COSSENS, G.G., (1966). The role of earthworms in pasture production and moisture conservation. Proceedings ofthe New Zealand Grassland Association: 168-183.

STOLTE,H.A.,(1933). Oligochaeta. In: Bronns Klassen und Ordnungen des Tierreiches.

STREIT,B.,(1984). Effects of high copper concentrations on soil invertebrates (earthworms and oribatid mites):experimental results and a model. Oecologia 64: 381-388.

STREIT,B,JÄGGY,A.,(1983). Effect of soil type on copper toxicity and copper uptake in Octolasium cyaneum (Lumbricidae). In: Proc.8th Intern.Coll. Soil Zoology (LEBRUN,P. et al. ed.). Ottignies-Louvain-la-Neuve:569-575.

STRINGER, A., PICKARD, J.A., (1964). The DDT content of soil and earthworms in an apple orchard at Long Ashton. Long Ashton Research Station Report for 1963: 127-131.

STRINGER, A., WRIGHT, M.A., (1973). Effect of benomyl and some related compounds on Lumbricus terrestris and other earthworms. Pesticide Science 4: 165-170.

STRINGER, A., LYONS, C.H., (1974). The effect of benomyl and thiophanate-methyl on earthworm populations in apple orchards. Pestic. Sci. 5: 189-196.

STRINGER, A., LYONS, C.H., MORGAN, N.C., (1974). Report 1973. Bristol, United Kingdom: Long Ashton Agricultural and Horticultural Research Station: 122-123.

STUURMAN, F.J., KAMP, H.A., (1971). The control of earthworms in sports grounds. Nederlandse Heidemaatschappij. Tijdschrift 82: 148-155.

TAKAI, Y., (1977). Effects of pesticides on soil organisms. 1: a preliminary investigation in the field. J. of the Sc. of soil and manure, Japan 43: 74-78.

TEOTIA, S.P., DULEY, F.L., McCALLA, T.M., (1950). Effect of stubble mulching on number and activity of earthworms. Nebraska Agricultural Experiment Station Bulletin 165.

TERHIVOU, J., (1982). Relative efficiency of hand-sorting, formalin application and combination of both methods in extracting Lumbricidae from Finnish soils. Pedobiologia 23: 175-188.

THOMPSON, A.R.,(1970). Effects of nine insecticides on the numbers and biomass of earthworms in pasture: Lumbricidae. Bul. of Environm. Contamin. Toxicol. 5: 577-586.

THOMPSON, A.R., SANS, W.W., (1974). Effects of soil insecticides in southwestern Ontario on nontarget invertebrates: Earthworms in pasture. Environmental Entomol. 3: 305-308.

TIEZTE, F., (1973). Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera-Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. Hercynia N.F. 10: 3-76, 111-126, 243-263, 337-365.

TISDALL, J.M., (1978). Ecology of earthworms in irrigated orchards. In: EMERSON, W.W., BOND, R.D., DEXTER, A.R., (eds.). Modification of soil structure.(Wiley),Chichester: 297-303.

TIURIN, I.V., (1965). The system of soil classification in the USSR. Main stages in the development of the soil classification problem in the USSR. In: Pedologie, Intern. Symp. 3, Soil Classif.: 7-24.

TOMLIN, A.D., GORE, F.L., (1974). Effects on six insecticides and a fungicide on the numbers and biomass of earthworms in pasture. Bul. of Environm. Contamin. and Toxicol. 12: 487-492.

TOMLIN, A.D., (1977). Culture of soil animals (earthworms, beetles) for studying the ecological effects of pesticides. In: MACFARLANE, N.R., (ed.). Crop protection agents- their biological evaluation. Proc. of the Intern. Conference on the Evaluation of Biological Activity, Wageningen. New York.(Academic):541-555.

ULSHÖFER, W., (1980). Vergleichend faunistisch-ökologische Untersuchung der Regenwürmer in Rebflächen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung. Staatsexamensarbeit (Prof. Dr. G. Osche) Universität Freiburg: 48 pp.

UTHAMAN, M., HEMALATHA, N., REDDY, Y.S., (1979). The effect of gamma-BHC on the oxygen consumption of the earthworm Megascolex mauritii,a chronotoxicological approach. Current Science 48: 369-370.

VOLKOV, F.A., (1976). Action of carbathion on earthworms and helminth larvae for control of metastrongylids and ascarids in swine raising areas. Veterinariia (Moscow) 3: 79-80.

WALTER,H.,HARNICKELL,E.,MUELLER-DOMBOIS,D.,(1975). Klimadiagrammkarten der einzelnen Kontinente und die ökologische Klimagliederung der Erde. Stuttgart (G.Fischer).

WALTON, W.R., (1928). Earthworms as pests and otherwise. U.S.Dep. Agric. Farmers'Bull: 1569

WEBER, E., (1980). Grundriß der biologischen Statistik. 8. ed. Stuttgart (G. Fischer): 652 pp.

WEISE,R.,WITTMANN,O.,(1971). Boden und Klima fränkischer Weinberge.Atlas. München(Bayer.Staatsministerium f. Ernährg.,Landw.u.Forsten).

WENDLING, W., (1966). Sozialbrache und Flurwüstung in der Weinbaulandschaft des Ahrtales. Forschg. z. Dt. Landeskunde: 160 pp.

WERNER, W., KNEITZ, G., (1978). Die Fauna der mitteleuropäischen Weinbaugebiete und Hinweise auf die Veränderungen durch Flurbereinigungsmaßnahmen und technische Bewirtschaftungsweisen. Bayr. Landwirtsch. Jahrbuch 55.

WESTERINGH, W. van de, (1972). Deterioration of soil structure in wormfree orchard soils. Pedobiologia, 12: 6-15.

WHEATLEY; G.A., HARDMAN, J.A., (1968). Organochlorine insecticide residues in earthworms from arable soils. J. of the Sc. of Food and Agricult. 19: 219-225

WHITTAKER, R.H., (1975). The design and stability of some plant communities. In: DOBBEN, W.H., van, LOWE-MAC CONNELL, R.H., (eds.). Unifying Concepts in Ecology. Junk (The Hague): 169-181 pp.

WIECECK, C.S., MESSENGER, A.S., (1972). Calcite contributions by earthworms to forest soils in northern Illinois. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36: 478-480.

WIENER, N.,(1948). Cybernetics.New York.

WITTMANN,O.,(1966). Die Weinbergsböden Frankens. Bayer.Landw.Jb.Sonderheft 3.

WILCKE, D.E., (1953). Über die vertikale Verteilung der Lumbriciden im Boden. Z. Morph. Ökol. Tiere 41: 372-385.

WILCKE, D.E., (1955). Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Analyse des Regenwurmbesatzes bei zoologischen Bodenuntersuchungen. Z. Pflanzenernähr. Düngung. 68: 44-49.

WILCKE, D.E., (1962). Untersuchungen über die Einwirkung von Stallmist und Mineraldüngung auf den Besatz und die Leistungen der Regenwürmer im Ackerboden. Monogr. Z. Angew. Entomologie 18: 121-167.

WILCKE, D.E., (1967). Oligochaeta. In: Die Tierwelt Mitteleuropas. Leipzig (Quelle u. Meyer) I 7a: 3-161.

WILHM, J.L., (1968). Use of biomass units in Shannon's formula. Ecology 49: 153-156.

WITKAMP, M., CROSSLEY, D.A., (1966). The role of arthropods and microflora in breakdown of white oak litter. Pedobiologia 6: 293-303.

WORDEN, D.D., (1981). Workshop on the role of earthworms in the stabilization of organic residues. Vol. II Bibliography. Kalamazoo, Mich. (Beech Leaf Press).

WRIGHT, M.A., STRINGER, A., (1973). Toxicity of thiabendazole, benomyl, methyl-benzimidazol-2-yl carbamate, and thiophanate-methyl to the earthworm, Lumbricus terrestris. Pesticide Sc. 4: 431-432.

WRIGHT, M.A., (1977). Effects of benomyl and some other systemic fungicides on earthworms. Ann. of Appl. Biol. 87: 520-524.

YADAV, D.V., PILLAI, M.K.K., AGARWALL, H.C., (1976). Uptake and metabolism of DDT and lindane by the earthworm Pheretima posthuma. Bull. of Environm. Contamin. and Toxicol. 16: 541-545.

ZACHARIAE,G.,EBERT,K.H., (1970). Gefährdet chemische Schädlingsbekämpfung im Forst die Regenwürmer? Pedobiologia 10: 407-433.

ZAKOSEK,H.,(1960). Die Weinbergsböden. Z.Pflanzenern.,Düngung,Bodenkd.93:38-43.

ZAKOSEK,H.,(1967). Die Böden der hessischen Weinbaugebiete. Abh.hess.L.-Amt Bodenfonsch. 50: 9-19.

ZAKOSEK,H.,(1978). Gestein und Wein. In: AMBROSI,H.,BECKER,H.,(1978):58-65.

ZAKOSEK,H.,KREUTZ,W.BAUER,W.,BECKER,H.,SCHRÖDER,E.,(1967). Die Standortkartierung der hessischen Weinbaugebiete. Abh.hess. L.-Amt Bodenforsch. 50: 82pp.

ZICSI,A.,(1962). Ein Bodenausstecher zum Einsammeln der Lumbriciden aus Ackerböden Opuscula Zoologica (Budapest) 2: 71-75.

ZICSI,A.,(1964). Neubeschreibung des Lumbriciden Allolobophora hrabei. Opuscula Zoologica(Budapest) 5: 119-123.

ZICSI,A.,(1965). Die Lumbriciden Oberösterreichs und Österreichs unter Zugrundelegung der Sammlung von Karl Wessely mit besonderer Berücksichtigung des Linzer Raumes. Naturk.Jb. Linz :125-201.

ZICSI,A.,(1968). Eine Zusammenfassung des Verbreitungsbildes der Regenwürmer Ungarns auf der Grundlage der Boden-und Vegetationsverhältnisse. Opuscula Zoologica 8: 99-164.

ZICSI,A.,(1982). Verzeichnis der bis 1971 beschriebenen und revidierten Taxa der Familie Lumbricidae (Oligochaeta).Acta Zool.Acad.Scient. Hung.28:421-454.

Lebenslauf: Jürgen Christian KÜHLE

1951	2. Januar, geboren in Düsseldorf. Eltern: Dr. Ernst Kühle und Ilse Kühle, geb. Heidrich.
1957-1959	Christoph-Steinmeyer-Schule (Düsseldorf), evang. Volksschule
1959-1961	Martin-Luther-Schule (Düsseldorf), evang. Volksschule
1961-1970	Geschwister-Scholl-Gymnasium (Düsseldorf) -Städtisches Neusprachliches Gymnasium- 4.6.1970 Allgemeine Hochschulreife
1970-1971	Allgemeiner Wehrdienst
1971-1978	Studium der Biologie an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Vordiplom 1973. Studienschwerpunkte und wichtigste akademische Lehrer: Ökologie (Bick, Drescher, Kneitz), Tierphysiologie (Bongers), Biochemie (Brinkmann, Schwarz), Histologie (Komnik), Cytologie (Wohlfahrt-Bottermann), Radioentomologie (Kloft), Radioagronomie (Sauerbeck, Führ), Bodenkunde (Mückenhausen, Scharpenseel), Botanik (Fischer,Breckle), Forstwirtschaft (Hesmer), Pestizidforschung (Tahori).
1978	Diplom-Biologen-Prüfung (31.05.1978). Thema der Diplomarbeit:"Radiotraceruntersuchungen zum Calcium-stoffwechsel von Lumbricus terrestris L."
1979	Beginn der Dissertation
ab 1983	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Angewandte Zoologie der Universität Bonn